

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet

Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving

Hoofdrapport

Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet

Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving

RIVM Rapport 2014-0138, hoofdrapport

Colofon

J.M. Roels, Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten
W. Verweij, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
J.G.M. van Engelen, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
R.J.M. Maas, Centrum Milieukwaliteit
E. Lebret, Bureau Directieraad
D.J.M. Houthuijs, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
J.M. Wezenbeek, Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten

Met medewerking van L. van Bree, O.J. van Gerwen (PBL)

Contact:
Jan Roels
Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten
Jan.Roels@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de programmadirectie Eenvoudig Beter, in het kader van het programma Omgevingswet

Dit is een uitgave van:

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

In 2018 moet de nieuwe Omgevingswet van kracht worden. Deze stelselherziening brengt bestaande regels over beheer en gebruik van de leefomgeving bij elkaar om de besluitvorming over projecten in de leefomgeving te vereenvoudigen en verbeteren. Ook normen voor de kwaliteit van de leefomgeving vallen onder de stelselherziening.
In de ondersteuning van dit proces heeft het RIVM een groot aantal milieunormen op een rij gezet en de normen geëvalueerd. Daarbij is gelet op hoe de normen zich tot elkaar verhouden, hoe goed ze zijn onderbouwd en hoe ze uitpakken in de praktijk. De nadruk lag op normen voor de doelen gericht op gezondheid en veiligheid.

In Nederland geldt als uitgangspunt dat onnodige belasting van de omgevingskwaliteit moet worden vermeden. Mens en milieu worden tegen maatschappelijk onaanvaardbaar geachte gezondheids- en milieurisico's beschermd. In de afgelopen decennia is het dankzij deze uitgangspunten, en door gebruik te maken van normen, gelukt om ons land op veel terreinen schoner, gezonder en veiliger te maken. Wel blijkt dat het geheel van normen ingewikkeld is. Er kan niet snel inzichtelijk worden gemaakt hoe de normen eraan bijdragen dat deze doelen worden behaald. Dit komt enerzijds omdat er geen eenduidig praktijkgericht beeld is van wat we onder gezondheid en veiligheid verstaan. Anderzijds doordat normen op uiteenlopende manieren zijn bepaald en op verschillende manieren worden gebruikt. De normen houden bovendien geen rekening met een opeenstapeling van risico's, terwijl die zich in de praktijk wel voordoet.

In aanvulling op de normen is een 'indicator' in ontwikkeling bij het RIVM, waarmee wel combinaties van effecten van meerdere leefomgevingsfactoren op ziekte en sterfte in beeld kunnen worden gebracht, zoals luchtvervuiling en geluidbelasting. Met deze indicator kunnen burgers en bestuurders keuzes maken over de inrichting van hun gebied.

Tot slot geldt dat morele dimensies van invloed zijn op afwegingen over onzekere, complexe of omstreden risicoproblemen waarbij schadelijke effecten worden vermoed, zoals de ondergrondse opslag van CO_2, toepassing van nieuwe technologie of boren naar schaliegas. Bij de besluitvorming over deze vraagstukken moet worden omgegaan met onzekerheid doordat eenduidige wetenschappelijke onderbouwing ontbreekt. Morele dimensies, die dan van invloed zijn op de besluitvorming, zijn bijvoorbeeld vrijwilligheid (wordt een gezondheidsbedreiging aan burgers opgelegd of is sprake van een eigen keuze?) en billijkheid (worden de lusten en de lasten eerlijk verdeeld?). In deze gevallen is het van belang dat de overheid tijdig de dialoog over mogelijke morele dimensies met belanghebbenden aangaat. Dit rapport reikt hulpmiddelen aan die deze dialoog ondersteunen.

Kernwoorden:
gezondheid, veiligheid, leefomgeving, milieu, normen, Omgevingswet, risico

Abstract

The new National Planning Policy Framework will come into force in 2018. This system review combines existing regulations covering management and use of the environment in order to simplify and improve the decision making for projects in the environment. Standards for the quality of the natural environment are also covered under this system review.
In support of this process the RIVM has compared and evaluated a large number of environmental standards. Thereby is taken into consideration how the standards interrelate, how well they are substantiated and how they work in practice. The emphasis lay on standards for the goals for 'health' and 'safety'.

In the Netherlands the basic principle is applied that an unnecessary load on the environmental quality should be avoided. Man and the environment are protected against health and environmentally unacceptable risks. Thanks to this principle over the last decades and thankfully with the use of these standards it has been made possible at many locations to make our country cleaner, healthier and safer. However: the set of standards is rather complicated. It is not possible to provide a quick impression of how the standards contribute towards achieving the goals. This is because, on the one hand, there is no clear practice-focused description of the definition of health and safety. On the other hand, because standards are defined and used in different and varying ways. Furthermore, the standards do not take into account an accumulation of risks, whereas these do occur in practice.

In addition to standards, RIVM is developing an 'indicator' whereby combinations of effects of a number of natural environment factors on sickness and death can be brought into the picture, such as air pollution and noise hinder. With these indicators the public and decision-takers can make choices about the spatial planning of the area.

Finally it appears that moral dimensions are of influence when considering uncertain, complex or controversial risk problems whereby harmful effects are suspected, such as underground storage of CO_2, the use of new technologies or drilling for shale gas. At decision-making over these issues it is necessary to take uncertainties into account because unambiguous scientific substantiation is missing. Moral dimensions, which then affect the decision making, for instance are the degree of voluntariness (is a health threat to the public applied or is there freedom of choice?) and fairness (are the benefits and obligations fairly distributed?). In these cases it is of importance that the government will start a timely dialogue with stakeholders concerning these possible moral issues. This rapport provides tools to those who support this dialogue.

Keywords:
health, safety, environment, standards, National Planning Policy Framework, risk

Inhoudsopgave

Samenvatting

Door normen te stellen is de kwaliteit van onze leefomgeving de afgelopen decennia flink verbeterd. Dit heeft een gunstig effect gehad op onze gezondheid. Door eisen te stellen aan risicovolle activiteiten en situaties is ons land bovendien veiliger geworden.
Uiteraard verdienen gezondheid en de veiligheid van onze omgeving onze voortdurende aandacht. Bijvoorbeeld omdat de effecten op de gezondheid als gevolg van de luchtkwaliteit of geluidbelasting nog aanzienlijk zijn. Ook kan ingrijpen noodzakelijk zijn vanwege nieuwe of nieuw ontdekte gezondheids- of veiligheidsrisico's van activiteiten in onze samenleving. Bij aandacht voor volksgezondheid gaat het niet alleen om factoren die ongunstig zijn, maar evenzeer om factoren die juist gunstig zijn, denk aan groen, recreatieve voorzieningen of een inrichting van de ruimte die uitnodigt tot bewegen.

Normen voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn geen doel op zich. Ze beogen een gezonde en veilige fysieke leefomgeving te garanderen. Normen hebben altijd een prijs: ze beperken de vrijheid van handelen. Bij het formuleren van normen is een transparante afweging van voor- en nadelen, kosten en baten dan ook belangrijk.

In de ontwikkeling van sectorale wet- en regelgeving in het omgevingsbeleid is de afgelopen decennia een groot aantal normen als beleidsinstrument geformuleerd. Met al die normen sturen we het handelen van overheden bij het maken van beleid, het verlenen van vergunningen en het nemen van maatregelen. De Omgevingswet brengt deze normen bij elkaar en beoogt samenhang, transparantie en eenvoud van de regelgeving te bevorderen. Daardoor wordt een aantal vragen actueel. Hoe verhouden die normen zich tot elkaar? Hoe goed zijn de normen onderbouwd? Hoe pakken de normen in de praktijk uit? Wat betekent het samenspel van normen voor de ontwikkelingsruimte in een gebied en hoe kunnen bestuurders verantwoord gezondheidseffecten meenemen in hun besluiten? Wat moeten we doen bij risico's waarover we nog te weinig weten of waarover te verschillend in de samenleving wordt gedacht?

Het Besluit kwaliteit leefomgeving is een van de centrale algemene maatregelen van bestuur onder de Omgevingswet. Ten behoeve hiervan heeft RIVM, in samenspraak met het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), een groot aantal normen voor de kwaliteit van de leefomgeving beoordeeld en bovenstaande vragen beantwoord. Belangrijke conclusies zijn:

1. Veel van de normen voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn afkomstig van het milieubeleid. Milieukwaliteitsnormen zijn een middel (geweest) tot sanering van bestaande risico's en preventie van nieuwe risico's en het realiseren van een basismilieukwaliteit en basisveiligheidsniveau voor elke burger. Niettegenstaande het bereikte succes is bijna 6 procent van de ziektelast toe te schrijven aan specifieke omgevingsfactoren (zoals fijnstof en geluidbelasting); na roken belasten deze factoren de ziektelast het meest. Waar bij de huidige normen significante gezondheidseffecten optreden is beleid in ontwikkeling om tot verdere sanering en reductie van risico's te komen.
2. Het milieubeleid is onderdeel geworden van een breder omgevingsbeleid. De sectorale beleidsontwikkeling en wetgeving op het terrein van de leefomgeving heeft zich de afgelopen decennia sterk ontwikkeld. Er is een noodzaak om meer samenhang tussen de verschillende sectoren ruimte, water, milieu en natuur aan te brengen. De Omgevingswet schept de mogelijkheid om samenhang van belangen en doelen en hun doorwerking in regelgeving te versterken. In de jaren '80 zijn in het risicobeleid uiteenlopende risico's onder een uniforme maat van een maximaal toelaatbaar risico gebracht. De generieke conceptuele risicomaat is sectoraal vertaald in een groot aantal normen voor de omgevingskwaliteit. Deze diversiteit verhult het zicht op hun onderlinge samenhang. Hoewel deze normen beogen bij te dragen aan het reduceren van significante gevolgen voor gezondheid van mens en ecosystemen, bescherming van gevoelige groepen, en het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de omgevingskwaliteit ten behoeve van vervulling van maatschappelijke functies, is hun werking niet altijd duidelijk te bepalen. Bij overschrijding van een norm voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn er niet altijd gezondheidseffecten, maar beneden de norm kunnen zich significante effecten op de gezondheid voordoen. De gezondheidskundige betekenis van onder-of overschrijding van een norm zou systematisch(er) verduidelijkt moeten worden.
3. De gezondheid en veiligheid van de (lokale) leefomgeving zou voor bewoners, bedrijven en overheden op een zo begrijpelijk mogelijke wijze inzichtelijk moeten worden gemaakt. Dat zou partijen helpen bij het

maken van keuzen over de inrichting van hun leefomgeving. Wat zijn de mogelijkheden, wat leveren ze op, wat zijn de kosten en vooral welke dilemma's spelen er? Er zijn mogelijkheden om stapeling van risico's samen te vatten in één indicator. Daarbij kunnen ook de gunstige omgevingsfactoren betrokken worden om zo de omgevingskwaliteit onder één noemer te brengen (namelijk de bijdrage aan ziekte en sterfte). Het RIVM kan een dergelijke indicator bieden en verder ontwikkelen.

4. Morele dimensies zijn van invloed op afwegingen over onzekere, complexe of omstreden risicoproblemen, waarbij schadelijke effecten worden vermoed, zoals het ondergronds opslaan van CO_2, toepassing van nieuwe technologie of het boren naar schaliegas. Deze vraagstukken vereisen besluitvorming in onzekerheid, omdat eenduidige wetenschappelijke onderbouwing ontbreekt en het jaren tot decennia kan duren voordat wetenschappelijke onderbouwing van beslissingen mogelijk is. Morele dimensies die dan van invloed zijn op de besluitvorming zijn bijvoorbeeld vrijwilligheid (wordt een gezondheidsbedreiging aan burgers opgelegd of is sprake van een eigen keuze?) en billijkheid (worden de lusten en lasten eerlijk verdeeld?). Bij deze risicoproblemen is het van belang dat de overheid tijdig de dialoog over mogelijke morele dimensies met belanghebbenden aangaat om tot afgewogen en gedragen voorzorgsmaatregelen of keuzes voor de inrichting van de leefomgeving te komen. Dit rapport reikt hulpmiddelen aan die de risicobeoordeling en -afweging ondersteunen, zoals het beoordelingskader Gezondheid en Milieu, het MGR scoringsinstrument en maatschappelijke kosten-batenanalyse. De proportionaliteit van voorzorgsmaatregelen kan door overheden, bedrijven en burgers in samenspraak worden bepaald. Er is nog beperkte praktijkervaring met gestructureerde afwegingsprocessen op verschillende bestuurlijke schaalniveaus. Aanbevolen wordt om samen te werken en kennis uit te wisselen in netwerken.

1 Inleiding

1.1 Context

In de afgelopen decennia zijn vele gebieden in ons land ontwikkeld en benut met respect voor ons erfgoed en met inachtneming van de ruimtelijke kwaliteit. De leefomgeving is in de afgelopen decennia schoner en veiliger geworden. Een doelmatig en effectief omgevingsbeleid kent echter nog steeds uitdagingen. Dat geldt voor renovatie van en investeringen in onze directe omgeving, gericht op slimme ruimtelijke inrichting en duurzame productie in Nederland. Dat geldt evenzeer voor de grote (mondiale) opgaven voor de leefomgeving, waarvan ons land het effect voelt: klimaatverandering, verlies van biodiversiteit en omgaan met schaarse grondstoffen.

De maatschappelijke context waarin leefomgevingsproblemen spelen is in de laatste decennia behoorlijk veranderd.
De rol van de centrale overheid is minder dominant. Het instrumentenpalet van de overheid wordt breder. In aanvulling op wetgeving en normstelling treft de overheid technische, organisatorische en financiële maatregelen en verstrekt ze informatie om gewenst gedrag van partijen in de samenleving te bevorderen. De overheid probeert terug te treden, regeldruk te verminderen en verantwoordelijkheden bij burgers en bedrijven te leggen. Ook sluit ze aan bij ervaringen en percepties in de samenleving en wordt duidelijk gemaakt dat een risicoloze maatschappij niet bestaat. Daarom worden middelen ter bescherming van de samenleving afgewogen tegen baten van voortgaande (technologische) ontwikkeling. De burgers ervaren dat de overheid geen volledige bescherming aan hen kan bieden. In het risicodomein wordt duidelijker dat risicoacceptatie niet meer voorspelbaar is op basis van risicoberekeningen maar mede afhangt van het verwachtingspatroon van burgers ten aanzien van de overheid. Steeds komen vragen terug als: wat is doeltreffend, doelmatig, rechtvaardig, betaalbaar, acceptabel, en wie is verantwoordelijk?

De kwaliteit van ruimte, natuur en milieu en sociaal-economische tendensen als duurzame ontwikkeling en participatie van burgers, hebben in het maatschappelijk verkeer een blijvende plaats gekregen. Veiligheid, gezondheid en leefbaarheid worden door alle partijen in de samenleving als belangrijk gezien. Burgers, bedrijven en maatschappelijke partijen willen meedenken, meebeslissen en meedoen. De samenleving vraagt om een integrale aanpak van opgaven in de leefomgeving met ruimte voor afweging van belangen,

maar ook met ruimte voor emoties en morele overwegingen. Daarbij is een trend te zien in de richting van 'democratiseren en contextualiseren' van kennis, waarin expertkennis wordt aangevuld met of zelfs vervangen door stakeholderkennis.

Het rapport *De energieke samenleving* (Hajer, 2011) laat zien dat de in de maatschappij aanwezige creativiteit en innovatiekracht van burgers en bedrijven kansen biedt voor een toekomstgericht omgevingsbeleid. Het benutten van de energie die veel partijen in ons land hebben, vraagt wel een aanpassing in het denken en doen van de (rijks)overheid.
De nieuwe Omgevingswet[1] is erop gericht om een veilige en gezonde fysieke leefomgeving te bereiken, in stand te houden en zodanig te beheren, te gebruiken en te ontwikkelen dat alle maatschappelijke functies ook op de lange termijn duurzaam vervuld kunnen worden. Deze wet integreert regelgeving voor onder andere ruimtelijke ordening, natuur, water en milieu, ondersteunt een gebiedsgerichte aanpak van de leefomgeving en beoogt de toegankelijkheid en toepasbaarheid van het omgevingsrecht te bevorderen. Uitgangspunt van de wet is niet om méér in regels vast te leggen, maar minder. Onder de Omgevingswet wordt een innovatieve aanpak van de opgaven voor de leefomgeving nagestreefd.

1.2 Opdracht

De programmadirectie Eenvoudig Beter van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) gevraagd bij te dragen aan de vormgeving van de Omgevingswet en de onderliggende regelgeving. Dit heeft geresulteerd in verschillende rapporten (PBL, 2012; Buitelaar *et al*., 2012; PBL, 2013; RIVM, 2012a; Roels *et al*., 2013).

Gezondheid en veiligheid zijn benoemd in de doelen van de Omgevingswet. De relatie tussen deze doelen en de instrumentele vormgeving (in het bijzonder door normering) van sturing op de kwaliteit van de leefomgeving wordt in dit rapport nader beschouwd. Er is behoefte aan het duiden van de achtergronden en de vergelijkbaarheid van de bestaande normen ten behoeve van het (te ontwikkelen) Besluit kwaliteit leefomgeving.

In deze opdracht aan RIVM en PBL is gevraagd de doelen gezondheid en veiligheid te beschrijven en een overzicht te geven van de huidige relevante normen in dat verband, voorzien van een duiding.Meer specifiek wordt gevraagd in te gaan op:
1. De herkomst en de grondslagen van het risicobeleid en de relatie hiervan met het beleid voor en normering van gezondheid en (fysieke) veiligheid;
2. De ratio en onderbouwing van een aantal belangrijke bestaande normen gericht op de doelen gezondheid en veiligheid. Voor gezondheid bezien we de huidige normen voor *luchtkwaliteit, geluid, geur, water (oppervlaktewater, zwemwater, grondwater en drinkwater)* en *bodemkwaliteit*. Voor veiligheid ligt de focus op bestaande normen voor externe veiligheid (inrichtingen, transport, luchtvaart en buisleidingen), vuurwerk, ontplofbare stoffen en waterveiligheid. Hierbij gaan we in op de wijze waarop met (wetenschappelijke) onzekerheden is omgegaan en in hoeverre nieuwe kennis beschikbaar kan komen;
3. Mogelijkheden van het 'optellen' van blootstelling en van effecten;
4. Gezondheids- en veiligheidskundige betekenis van over- en onderschrijding van normen;
5. Mogelijkheden voor het afwegen of uitruilen van gezondheids- en veiligheidseffecten;
6. De redenen voor en het omgaan met het ontbreken van normering van stressoren in de leefomgeving die relevant zijn voor gezondheid en veiligheid;
7. De wijze waarop kosten en baten in de bestaande normering zijn verwerkt en de wijze waarop kosten en baten (analyses) kunnen worden gebruikt ten behoeve van afgewogen besluitvorming gericht op de omgevingskwaliteit.

[1] In dit rapport wordt met het begrip 'Omgevingswet' zowel gedoeld op de beoogde wet als op de onderliggende regelgeving.

1.3 Reikwijdte van het rapport

In het rapport worden bestaande begrippen (normen, gezondheidskundige advieswaarden en dergelijke) gebruikt. In de Omgevingswet wordt aan een nieuw begrippenkader gewerkt. De Omgevingswet maakt stelselmatig onderscheid in regels voor activiteiten van maatschappelijke actoren (burgers, boeren, bedrijven) en regels voor het handelen van bestuursorganen (bijvoorbeeld aan welke eisen moet worden voldaan bij vergunningverlening). Bij deze typen regels spelen *normen* een rol. De Omgevingswet gebruikt dat begrip 'norm' niet letterlijk, maar hanteert in plaats daarvan de begrippen '*omgevingswaarden*' en '*beslisregels*'.
Omgevingswaarden zijn juridisch hard gemaakte beleidsdoelen. Zij bepalen wat de staat of kwaliteit van de fysieke leefomgeving of een onderdeel daarvan op een bepaald tijdstip moet zijn: 'in jaar X moet de lucht ten minste zo schoon zijn' of 'in jaar Y moeten de waterkeringen zo veilig zijn'.
Omgevingswaarden zijn dus geformaliseerde en veelal door middel van getallen geobjectiveerde beleidsdoelen. Die beleidsdoelen (met een resultaats- dan wel inspanningsverplichting) moeten met inzet van een veelheid van bevoegdheden, meestal in nauwe afstemming van meerdere bestuurslagen, worden nagestreefd of bereikt. De wet dwingt bij het gebruik van een omgevingswaarde om te monitoren of de omgevingswaarde wordt gehaald en vervolgens om een programma met maatregelen vast te stellen als de omgevingswaarde dreigt te worden overschreden.

Indien geen omgevingswaarde wordt gedefinieerd, kan een beslisregel worden gehanteerd. Het huidige omgevingsrecht bevat vele honderden beslisregels die erop gericht zijn nationale beleidsdoelen te effectueren. Zij bepalen de inhoud van door uitvoerende bestuursorganen te nemen besluiten, stellen voorwaarden of grenzen. Daarbij kan men bijvoorbeeld denken aan de beperkende eisen aan bestemmingsplannen die nu staan opgenomen in het Besluit externe veiligheid inrichtingen of het Besluit externe veiligheid buisleidingen, aan bepalingen over de inhoud van een regionaal waterplan of aan voorschriften voor de weigering of verlening van vergunningen. Deze beslisregels zullen ook in de uitvoeringsbesluiten van de Omgevingswet worden gebruikt.

Kern van dit rapport is het type norm dat voor bestuursorganen is bedoeld en dat in het Besluit kwaliteit leefomgeving wordt opgenomen. Het rapport gaat niet in op bijvoorbeeld normen voor producten of emissies.

In dit rapport staan de gezondheidseffecten door factoren in de leefomgeving centraal, gezien de sturing op de kwaliteit van de leefomgeving in de context van de herziening van het omgevingsrecht. De gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan bijvoorbeeld bronnen in het binnenmilieu, aan kunstmatige UV-straling, aan stoffen in voeding of in producten, blijven buiten beschouwing.

In overleg met de opdrachtgever legt het rapport de focus op de bescherming van de humane gezondheid en veiligheid. Normering van nadelige effecten op het ecosysteem (planten en dieren) blijft in dit rapport daarom onderbelicht. Niet omdat dit niet van belang zou zijn; het is een erkend onderdeel van de vigerende normstelling. Normering van natuur maakt geen deel uit van dit rapport.
Ten aanzien van veiligheid beperken we ons tot enkele onderdelen van het beleidsterrein van de fysieke veiligheid; sociale en economische veiligheid, voedselveiligheid en verkeersveiligheid blijven buiten beschouwing.

Ons rapport brengt bestaande kennis bijeen en ordent deze. Het rapport bouwt voort op verschillende rapporten van RIVM en PBL, de Gezondheidsraad en de Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR). Er wordt naar relevante andere bronnen verwezen, zonder dat van een systematische weergave van alle beschikbare literatuur sprake is. Er is geen aanvullend (experimenteel) onderzoek verricht.

1.4 Leeswijzer

Een norm is één van de middelen om een bepaald doel te bereiken, maar kan onmogelijk alle aspecten van een doel of waarde omvatten. Het instrument norm kent dus intrinsieke beperkingen. Ons rapport gaat zowel in op de onderbouwing van de betreffende norm als op de manier waarop de norm wordt toegepast en geeft inzicht in deze beperkingen.

In hoofdstuk 2 van dit rapport gaan we vooral in op de herkomst van de normen voor de gewenste kwaliteit van onderdelen van onze leefomgeving.

In hoofdstuk 3 lichten we met name het begrip gezondheid door en laten we zien op welke manieren normen en indicatoren kunnen worden gebruikt om de relatie te leggen tussen de kwaliteit van de leefomgeving en gezondheid.

De informatie uit deze hoofdstukken is nodig om in hoofdstuk 4 voor de geselecteerde normen te laten zien wat de ratio is achter de hoogte van de norm en de onderbouwing daarvan. Dit is een kernhoofdstuk uit het rapport. Voor de leesbaarheid is een meer gedetailleerde beschrijving van het onderliggende materiaal in een afzonderlijk bijlagenrapport opgenomen. We zetten de normen naast elkaar en vergelijken de 'impact' van de norm ten aanzien van gezondheid en brengen in beeld wat daarbij opvalt. We gaan ook in op mogelijkheden van optellen van blootstelling en van effecten.

In hoofdstuk 5 introduceren we een nieuwe gezondheidsindicator die gerelateerd is aan (aspecten van) de omgevingskwaliteit.

Hoofdstuk 6 beschrijft situaties waarbij gezondheidskundige advieswaarden en normen ontbreken of onvoldoende dan wel omstreden zijn, en hoe in die situaties beleid gestalte kan krijgen.

In hoofdstuk 7 gaan we in op de wijze waarop kosten en baten in de bestaande normering zijn verwerkt en de wijze waarop kosten en baten (analyses) kunnen worden gebruikt in besluitvorming over de omgevingskwaliteit.

In het slothoofdstuk maken we de balans op en doen we enkele aanbevelingen.

2
Omgaan met normen - een inleiding

2.1 Normen: bescheiden instrumentele oplossingen voor grote vraagstukken

Van den Brink (2004) legt kernachtig uit waarom omgaan met normen beladen is: normen leggen het verschil tussen theorie en praktijk, letter en geest (van regelgeving), (morele) maatstaf en feitelijk handelen bloot. Toch concludeert hij: zonder kwaliteitsmaatstaf is het moeilijker te ordenen of sturen, is het lastiger richting te geven aan het handelen. Normen stimuleren het debat en de ontwikkeling in beleid.

Normen hebben een dubbel karakter: enerzijds kunnen normen een juridisch karakter hebben (bijvoorbeeld gericht op het realiseren van een waarde of doel); anderzijds belichaamt de norm een sociale inperking. Zowel voor exacte als sociale wetenschappen geldt dat een norm niet met zekerheid gesteld kan worden. Over de onderbouwing van de norm ontstaat daarom steeds debat.

Een norm is een construct. De WRR (2003) probeert aan de hand van een ladder om waarden te verbinden met beslissingen over concrete gedragingen. Van de “nagestreefde doelwaarde” op de hoogste trede kan worden afgedaald naar “verwijzende waarden”, vervolgens naar “normen”, daarna naar “gedragsregels” en uiteindelijk naar “concreet gedrag”. Bij elke trede doet zich de vraag voor of we er een goede manier van instrumenteren voor kunnen vinden.

Normstelling kent ook een drijvende dynamiek. Niet alleen in wetenschappelijke zin (het benutten van voortschrijdend inzicht, het verwerven van bewijs) maar ook in sociaal opzicht: het willen halen van de norm brengt mensen in beweging. De (betrokken delen van de) bevolking zal (zullen) proberen aan de norm te voldoen. Van den Brink (2004) concludeert dan ook dat normen gezien kunnen worden als een vorm van pragmatisch idealisme: de norm beoogt een verbetering van de toestand van de gangbare praktijk, maar moet wel haalbaar zijn. Dynamische normstelling kan dus voor technische en sociale innovatie zorgen.

Leeswijzer
In dit hoofdstuk laten we de herkomst van de normen zien die de gewenste kwaliteit van onderdelen van onze leefomgeving beschrijven. Er was aanvankelijk maatschappelijk draagvlak voor het stellen van die

normen omdat de negatieve effecten van menselijk handelen in de leefomgeving duidelijk zichtbaar waren. Gezondheid van de mens, maar ook de zorg voor het functioneren van het ecosysteem, waren belangrijke waarden op basis waarvan de kwaliteitsnormen werden gesteld. Gaandeweg werden de beperkingen van de directe normering aan de hand van kwaliteitseisen zichtbaar, temeer het milieu-/omgevingsbeleid steeds meer integraal van karakter werd en verweven raakte met alle maatschappelijke sectoren. Doelmatige inzet van de normstelling werd steeds moeilijker te beoordelen, mede omdat de beoordeling van vraagstukken en oplossingen expliciet waarde-bepaald is.

Kernboodschappen
- Normen voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn met succes toegepast bij het reduceren van milieubelasting en veiligheidsrisico's. Directe sectorale sturing gericht op het per agens of stof reduceren van risico's bleek niet altijd doeltreffend of de grootste gezondheidswinst op te leveren;
- Het begrip risico evolueert van een vooral technisch naar een meer sociaal construct. Risicomanagement vereist in toenemende mate een dialoog met de samenleving;
- Normstelling wordt steeds meer één van de instrumenten in bestuurlijke afwegingen.

2.2 Omgaan met normen en met risico's in de leefomgeving

Onze samenleving legt in toenemende mate beslag op de (schaarse) ruimte. Dat zet het evenwicht tussen voldoende ruimte voor maatschappelijke behoeften en ontwikkeling enerzijds en anderzijds het (duurzaam) behouden of verbeteren van de kwaliteit van de leefomgeving en de zorg voor kwetsbare belangen/waarden onder druk. Partijen in onze samenleving stellen hoge eisen aan de kwaliteit van de leefomgeving. Effectief omgevingsbeleid vergt samenhang in het instrumenteren van vele deelterreinen, zoals ruimtelijke ordening, water, erfgoed, milieu. Die samenhang geldt ook voor normering. Het verkrijgen van die samenhang is niet eenvoudig, gezien de variatie in de achtergrond en ratio van die normering.

Ruimtelijke ordening is van oudsher gericht op "het leiding geven bij de ruimtelijke ontwikkeling van een gebied teneinde het ontstaan van een voor de gemeenschap zo gunstig mogelijk geheel te bevorderen" (Tweede Kamer, 2002-2003). Het faciliteren van afwegen staat daarbij centraal, niet het stellen van directe kwaliteitseisen. In het milieubeleid is het anders gesteld. Vanaf de jaren '70 van de vorige eeuw vormde het in kwantitatieve termen stellen van eisen en regels een logisch begin van beleidsontwikkeling. We lichten deze ontwikkeling in dit hoofdstuk toe. Ook in het waterbeleid zijn normen gesteld, bijvoorbeeld sinds de jaren '50 en '60 om de veiligheid tegen overstromingen te kunnen borgen. De herkomst van waterveiligheidsnormen wordt kort toegelicht in hoofdstuk 3, waarin waterkwaliteitsnormering wordt behandeld in relatie met normering binnen het milieubeleid.

2.3 Herkomst van normen in milieubeleid

In de negentiende eeuw en de eerste zes decennia van de twintigste eeuw waren direct waarneembare signalen en effecten, zoals stank, rook, vervuild water, algengroei, dode vissen, sterfte van mensen tijdens smog-episodes of duidelijk herkenbare clusters van ziekte, wereldwijd aanleiding om maatregelen te nemen. (Milieu)hygiëne kreeg een impuls. Voortschrijdende technische en analytische methodiekontwikkeling maakte het mogelijk om steeds gerichter, specifieker en op agentia toegesneden maatregelen te nemen.

2.3.1 De jaren '70 en '80

De Urgentienota milieuhygiëne (Tweede Kamer, 1971-1972) legde de basis voor de normstelling in het milieubeleid. De zorg voor de gezondheid gold als kern en werd ondersteund door sociaal-economische kosten- en batenberekening, wetenschappelijke adviezen en door prioriteiten van onze samenleving. Verontreiniging en milieuhygiënische aspecten van oppervlaktewater, luchtverontreiniging, bodemverontreiniging en aantasting van de drinkwatervoorziening, geluidhinder, woonhygiëne en het gebruik van bestrijdingsmiddelen bepaalden de urgentie van het systematisch verrichten van wetenschappelijk onder-

zoek en het voorbereiden van regelgeving. De aantasting van de leefomgeving van de mens en het ecosysteem vormden het *leitmotiv* van de nota; de voorgestelde aanpak was sanerend van karakter. De zorg voor de volksgezondheid en voor ecosystemen werd gezien als een essentieel uitgangspunt ten aanzien van toelaatbare chemische, fysische en biologische verontreiniging, belasting of aantasting. Ondanks de erkenning van de noodzaak van een samenhangende ecosysteembenadering vormde de nota overwegend een kwalitatieve beschrijving van sectorale milieuproblemen.

Een dominante indicator voor de volksgezondheid in deze periode was sterfte. Sterftecijfers konden in beperkte mate worden uitgesplitst naar enkele doodsoorzaken. Gegevens over het optreden van ziekten (morbiditeit) waren schaars omdat er geen landelijke data verzameld werden. Indirect kon een indruk worden verkregen van de morbiditeit op basis van bijvoorbeeld het gebruik van medische voorzieningen of het aantal huisarts- en specialistenconsultaties.

De toenmalige minister van Volksgezondheid en Milieuhygiëne antwoordde op Kamervragen (Tweede Kamer,1972-1973) dat *alleen* aantasting van de gezondheid van de mens in lichamelijk, geestelijk of sociaal opzicht (gezondheidsschade) een te smalle basis was voor beleid voor de leefomgeving; ook de zorg voor het ecosysteem was uitgangspunt van het beleid. De noodzaak voor aandacht voor psycho-sociaal welzijn werd onderstreept, maar er werd een onderscheid gemaakt in “onlust- en angstgevoelens” en “directe lichamelijke schade”. Aan laatstgenoemde categorie werd prioriteit toegekend.

De Urgentienota kreeg brede maatschappelijke waardering (Tweede Kamer 1972-1973). Wel was er grote behoefte aan prioritering en nader onderzoek. Partijen richtten zich veelal op zintuiglijk waarneembare verontreiniging. Kritiek werd er geleverd op de te technische benadering van het milieuprobleem; er werd te weinig waarde gehecht aan participatie van de bevolking. Partijen waren het onderling niet eens over de mate van (de)centralisatie van de uitvoering.

In de Urgentienota werden doelstellingen nog geformuleerd in termen van het saneren binnen termijnen van 5 of 10 jaar. De omvang van de verontreiniging was niet duidelijk, waardoor beleidsdoelen in latere jaren moesten worden aangepast. De benodigde tijd voor onderbouwing van normen werd eveneens onderschat.

In 1976 werd de Nota milieuhygiënische normen (Tweede Kamer, 1978-1979) uitgebracht, waarin normen tot het belangrijkste instrumentarium werden gerekend. Er werd een onderscheid gemaakt in normen voor blootstelling, kwaliteitsnormen, normen voor installaties en producten en emissienormen.

Deze nota wees, aanvullend op de normstelling die gericht is op het terugdringen van verontreiniging en aantasting, op de behoefte aan het ontwikkelen van een norm bij overschrijding waarvan wezenlijke schadelijke effecten te verwachten zijn. Het ging niet alleen om schadelijke effecten die zich op fysiek vlak manifesteren, maar ook om negatieve effecten op psychisch welbevinden. Die norm betekende een algemeen beschermingsniveau en vertegenwoordigt het minimumniveau dat niet mag worden overschreden. Sectoraal werden stappen gezet in de ontwikkeling van normen; de ratio van de normen varieerde daarmee vanaf de start. Ter beteugeling van geluidhinder bijvoorbeeld werden normen ontwikkeld voor verschillende soorten lawaai. Bij normstelling voor de bodem daarentegen diende het zwaartepunt te liggen op het voorkómen van nieuwe gevallen van verontreiniging. Voor oppervlaktewater werd bijvoorbeeld ook de bescherming van (het voortbestaan) van aquatische levensgemeenschappen via kwaliteitsnormen nagestreefd. Het belang van normen op ecologische grondslag werd hiermee onderstreept.

Zo werd gebouwd aan een uitgebreid stelsel van milieukwaliteitsnormering. Vanaf de start werden daarbij in de afleiding en gegevensverzameling specifieke keuzen gemaakt. De normering van bestrijdingsmiddelen in drinkwater was historisch gebaseerd op de detectielimiet van de (chemische) meettechniek. Niet omdat op basis van effectonderzoek verwacht werd dat boven die niveaus nadelige gezondheidseffecten zouden optreden, maar vanuit de gedachte dat deze stoffen, die ontworpen waren om biologisch actief te zijn, niet in drinkwater thuishoren en dus niet in meetbare concentraties mochten voorkomen. Andere normen werden, in het proces van terugdringen van belasting en bij gebrek aan voldoende wetenschappelijke onderbouwing, vastgesteld op een beleidsmatig acceptabel niveau, waarbij overigens nog steeds nadelige gezondheidseffecten voorkwamen.

Door de toenemende industriële bedrijvigheid en het in grote hoeveelheden vervoeren, fabriceren en gebruiken van gevaarlijke stoffen en door het oprukken van woonbebouwing naar gevarenplaatsen van opslag en productie, werd de veiligheid van mens en milieu in toenemende mate bedreigd. In het midden van de jaren '70 deden zich in Europa een aantal ernstige ongevallen voor, steeds betrof het de ontploffing van een wolk brandbaar gas. Bij het ongeval in Seveso in 1976 werd een grote hoeveelheid dioxine in de atmosfeer gebracht. Honderden omwonenden ondervonden gezondheidsklachten. Ze moesten worden geëvacueerd en een groot landoppervlak werd onbruikbaar voor vele doeleinden. Daardoor werd de twijfel over de veiligheid in het omgaan met gevaarlijke stoffen versterkt en werd de weg vrijgemaakt voor versterking van het beleidsterrein dat betrekking heeft op de externe veiligheid (Ale, 2003). Bij de normstelling op dit terrein spelen niet alleen de effecten (toxiciteit, fysieke beschadigingen als gevolg van brand, hittestraling en schokgolven) een rol, maar ook de kans dat die effecten als gevolg van ongewone voorvallen zich voordoen. De opkomst van LPG als energiedrager in de context van de eerste energiecrisis, maakte verdere ontwikkeling van het externe veiligheidsbeleid noodzakelijk.

Geleidelijk kreeg een meer geïntegreerde analyse van de milieuproblemen vorm. Dit werd nodig geacht omdat: "…. Niet elke verbetering van een deel een evenredige verbetering van het geheel oplevert. Dit heeft geleid tot het inzicht dat bij elke verbetering van een deel ook het geheel in ogenschouw moet worden genomen om een zo hoog mogelijk milieurendement te verkrijgen." (Arentsen *et al.*, 1993). Het Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer (IMP-M, Tweede Kamer, 1985-1989) introduceerde de thema's verzuring, vermesting, verspreiding van milieugevaarlijke stoffen, verwijdering van afvalstoffen en verstoring. Er ontstaat een brongerichte en een effectgerichte benadering binnen het milieubeleid. Er wordt een onderscheid gemaakt in het bereiken en handhaven van de *algemene milieukwaliteit* (de kwaliteit waarbij gezondheid en welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd) als doelstelling van milieubeleid op rijksniveau, en het bereiken of handhaven van een bijzondere milieukwaliteit (bijvoorbeeld om een specifieke ecologie mogelijk te maken) als decentrale doelstelling, daar waar specifieke condities moeten worden gerealiseerd[2].
Er ontwikkelde zich een groter areaal van stof/agens-specifieke normen met daarbij horende meetmethoden en protocollen. Dit stelsel van normen werd gebruikt in de (integrale) programmering van maatregelen in het omgevingsbeleid.
Met het concept *voortschrijdende normstelling* werd brongericht beleid gekoppeld aan effectgericht beleid. Succesvol terugdringen van emissies en belasting resulteert in verlaging van de concentraties van agentia in het milieu. De eertijds gestelde milieukwaliteitseisen konden, na het bereiken van die niveaus, verlaagd worden, waarna een nieuwe cyclus kon aanvangen.

Risico als technisch construct

Risicobeheersing nam vanaf het IMP-M een belangrijke plaats in het beleid in. Het gaat daarbij om risico's in de leefomgeving, variërend van de kans op overstromingen tot de kans op een verkeersongeluk. Het begrip risico was daarin vooral een technisch construct dat in samenspraak tussen (bèta) wetenschappers, experts en beleidsmakers tot stand kwam. Belangrijke dimensies daarin waren de kans op een ongewenste uitkomst en het effect wanneer die kans zich manifesteerde. In een oneliner weergegeven: risico is kans x effect. Voor de beoordeling van de externe risico's was inmiddels een (kwantitatieve) risico-analytische methodiek ontwikkeld.
Risico-analyses moesten meer systematisch plaatsvinden. Het uitgangspunt was om voor de verschillende milieurisico's een zoveel mogelijk gelijke benadering te volgen. Met het oog daarop worden per type risico een "verwaarloosbaar" niveau en een "maximaal toelaatbaar niveau" vastgesteld. Door steeds deze grenzen

---

[2] Aan een milieukwaliteitseis wordt in het IMP-M het karakter van een algemene regel gegeven en die van een instructienorm. Daarmee wordt bereikt dat alle overheden zullen meewerken aan het behalen van concentraties van stoffen of andere agentia en dat maatregelen aan de bron en van inrichting en beheer worden getroffen door de daarvoor bevoegde bestuursorganen. Daarmee wordt ook duidelijkheid en rechtszekerheid aan derden verschaft over de mate waarin bestuursorganen zijn gebonden aan de eigen beleidsdoelstellingen. Milieukwaliteitseisen kunnen de strekking van grenswaarde hebben, waarmee het kwaliteitsniveau wordt omschreven dat ten minste moet worden gehaald of gehandhaafd op een aangegeven plaats en tijdstip en dat in acht moet worden genomen door de overheidsorganen die het aangaat. Daar waar de milieukwaliteit uiteenloopt en voor de verschillende gebieden geen verschillende grenswaarden kunnen worden geformuleerd, kan de strekking richtwaarde worden aangehouden, waarmee de betrokken overheidsorganen rekening moeten houden.

in acht te nemen kon worden gewaarborgd dat risico's tot een aanvaardbare omvang worden teruggebracht en dat onnodige inspanningen ten behoeve van risicovermindering worden uitgesloten. In de beschouwing 'Omgaan met risico's' (een bijlage bij IMP-M) werd dit uitgewerkt.
Risicomanagement kent achtereenvolgens de stappen:

- Identificatie van de gevaren voor mens of milieu;
- Schatting van de omvang van deze gevaren. Hierbij spelen zowel de kans op en de mate van blootstelling als de nadelige eigenschappen van het agens een rol;
- Bepaling van de aanvaardbaarheid van het risico;
- Ontwerpen en uitvoeren van risicoreducerende maatregelen.

De eerste twee stappen horen bij de risicobepaling (risk assessment), de laatste twee zijn vooral beleidsmatig van aard. Deskundigen brengen zo mogelijk kwantitatief en waardevrij de kansen op schade en verlies in kaart. Beleidsmakers stellen vervolgens met belanghebbenden vast tot waar de risico's maatschappelijk te aanvaarden zijn en waar en in welk tempo risico's moeten worden teruggebracht. Dit paradigma van een strikte scheiding in de technisch wetenschappelijke risicobepaling en het meer beleidsmatige deel van het risicomanagement gold in die tijd internationaal.

De praktijk van het risicobeleid vroeg vaak om het uitdrukken van risico's in maat en getal. Als getal zijn risico' s immers tot op zekere hoogte onderling vergelijkbaar en het al dan niet voldoen aan getallen is eenvoudig toetsbaar.

Het dominante effect in het risicomanagement was de sterftekans, de kans dat iemand na blootstelling bij een incident of ongeval zou overlijden. Zoals hierboven beschreven was sterfte ook lange tijd de bepalende volksgezondheidsindicator en was het gezondheidsbeleid sterk gericht op het verlengen van de levensverwachting.

In het risicobeleid dat de rijksoverheid sinds de jaren '80 voor milieu voert, staat het gelijke recht van iedere Nederlander op bescherming centraal. Voor het brongericht beleid gold het uitgangspunt dat onnodige belasting van de omgevingskwaliteit moet worden vermeden. Vanuit het effectgericht beleid werd in 'Omgaan met risico's' gesteld dat de jaarlijkse kans op sterfte als gevolg van activiteiten, waarbij straling (per individuele bron) of toxische stoffen (per individuele stof) vrijkomen of met een kans op grote ongevallen, in beginsel voor geen enkele burger groter mag zijn dan een op de miljoen per jaar (Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) van 10^{-6}/jr). Voor genotoxisch (via DNA-schade) werkende kankerverwekkende stoffen is er geen drempel voor effecten. Iedere dosis, hoe gering ook, verhoogt het risico op het krijgen van een tumor. In de standaard risicoberekening wordt ervan uitgegaan dat de grootte van het tumorrisico lineair oploopt met de dosisgrootte. Het MTR-humaan voor deze stoffen is gedefinieerd in termen van een additioneel kankerrisico[3]. Het MTR-humaan voor stoffen met een toxicologische werkingsdrempel is gelijkgesteld met de gezondheidskundige advieswaarde, het niveau waarbij geen nadelige gezondheidseffecten optreden. Uitgaand van een geen-effect-niveau in proefdieren of de mens worden onzekerheidsfactoren (ook genoemd assessment factoren of veiligheidsfactoren) gebruikt om het veilige niveau te schatten voor de gehele bevolking. Deze afleiding gaat ervan uit dat er een drempel is in de werking van de stof op het organisme, dat wil zeggen een niveau waar beneden er geen schadelijk effect is op het organisme. In de normstelling wordt de aanwezigheid van een dergelijke drempel voor vrijwel alle toxicologische effecten aangenomen[4]. Met deze benadering van gelijke bescherming werd geprobeerd te voorkomen dat de gezondheidsrisico's worden afgewenteld op bepaalde groepen burgers die bijvoorbeeld dicht bij chemische industrie, vliegvelden of hoogspanningsleidingen verblijven of op burgers die vanwege aanleg, ziekte of andere omstandigheden (extra) gevoelig zijn voor vormen van vermindering van de kwaliteit van de leefomgeving (zoals astmatici; RIVM, 2003).

[3] De extrapolatie vanuit experimenteel of epidemiologisch waargenomen tumorfrequenties naar beoogde risiconiveaus van één op miljoen, honderdduizend of tienduizend heeft vanaf de jaren '80 geleid tot wetenschappelijke discussies. De laatste jaren komen in toenemende mate alternatieven ter tafel, onder meer van de European Food Safety Authority (EFSA). Ook US-EPA bestudeert alternatieven voor quantitative cancer risk assessment. Voor elke methodiek is een eenduidige definitie van het risiconiveau vereist.

[4] Het is echter de vraag of dergelijke drempelwaarden in de praktijk voorkomen in een zeer pluriforme bevolking met grote diversiteit in genetische eigenschappen. Recente onderzoeken in de bevolking met steeds betere technieken laten bij steeds lagere niveaus (tot aan de achtergrondniveaus) effecten zien.

2.3.2 Vanaf de jaren '90

Voor alle onderdelen van de fysieke leefomgeving zijn inmiddels kwaliteitseisen geformuleerd; in samenhang daarmee heeft ook een stelsel van onder andere productnormen en emissie-eisen gestalte gekregen. De stand van de kennis is echter lang niet toereikend om voor alle agentia in voldoende mate de belasting voor de leefomgeving en de mogelijke gezondheidseffecten te beschrijven en te duiden.

Beleidsmatig is het bewustzijn ontstaan dat niet alleen het saneren van vervuiling meer tijd neemt dan gepland, maar dat het doel van een duurzame samenleving, dat met het Nationaal Milieu-beleidsplan (NMP, Tweede Kamer, 1988-1989) was geformuleerd, een nog veel ingrijpender omvorming van economie en samenleving vraagt. Dat doel van een duurzame samenleving gaat de mogelijkheden van de overheid om het te verwezenlijken verre te boven. De voor een duurzame samenleving noodzakelijke veranderingen grijpen diep in productie- en consumentenprocessen in. Enkelvoudige normgrenzen die horen bij directe regulering volstaan daarmee niet langer. Anders dan in de eerste decennia van normontwikkeling onder gelijktijdige sanering van vervuiling, komen in deze fase van beleidsuitvoering steeds meer de maatschappelijke vragen aan de orde, zoals 'waar moet de norm liggen?' en 'hoe lokt de norm het gewenste gedrag uit?'.

Bovendien (zie ook Arentsen *et al.*, 1993 en Roels *et al.*, 2013) kleeft aan directe regulering met normen het nadeel dat er weinig stimulans vanuit gaat om meer te doen dan het strikt vereiste. Dat maakt beleidssturing te weinig dynamisch. De technologische ontwikkeling gaat bovendien steeds sneller en daarop moet worden ingespeeld. Regulering van bijvoorbeeld chemische stoffen, grondstoffen, natuurlijke hulpbronnen en energie heeft een ingewikkelde interactie van overheids- en private beslissingen tot gevolg gehad. Beleid moet niet alleen ongewenst gedrag begrenzen, maar zeker ook het gewenste gedrag bevorderen. Bevordering van de creativiteit in de samenleving zal nodig zijn om het doel van de duurzame samenleving te bereiken. Die samenleving stelt ook sociaal-cultureel andere eisen.

Risico als sociaal construct

Sinds het midden van de jaren '90 is het besef doorgedrongen dat niet alle risico's gelijk zijn (Gezondheidsraad, 1995b) en dat risico's meer zijn dan een getal (Gezondheidsraad, 1996). Elke risicoanalyse kent onzekerheid. De beschikbare data zijn gemodelleerd, maar er worden aannamen gebruikt in de oorzakelijkheid van relaties. Soms schiet de wetenschappelijke kennis eenvoudigweg tekort of is het risicosysteem te complex.

Het begrip risico evolueerde van een vooral technisch naar een meer sociaal construct dat wordt gedefinieerd door een veel bredere groep dan alleen (bèta)wetenschappers en beleidsmakers. Risicobepaling is niet langer een relatief technisch-inhoudelijke beoordeling van aard en omvang van gevaren en van de bepaling van kans x effect, maar ging ook een weging van risicobeleving en van risico-acceptatie van belanghebbenden omvatten. Onderzoek naar publieke risicopercepties begon vruchten af te werpen. Risicopercepties van leken bleken af te wijken van de rationele keuzetheorie van experts. Dit bijvoorbeeld op grond van overwegingen als eerlijke verdeling van risico's en baten, of als er alternatieven bestaan voor de risicovolle activiteit, een risico catastrofaal is of risico's vrijwillig genomen worden (Roeser, 2011). Het is een moreel belangrijke overweging hoe risico's en baten in een samenleving verdeeld moeten worden.

Directe sectorale sturing, gericht op het per stof- of agens bereiken van het maximaal toelaatbaar risico, bleek niet altijd doeltreffend, kosteneffectief of de grootste gezondheidswinst op te leveren. Er ontstonden controverses rond het omgaan met milieurisico's, zoals naar aanleiding van kwesties als legionella in drinkwater, zendmasten voor mobiele telefonie of de veiligheid en gezondheid rond Schiphol. Het gelijke recht van iedereen op een relatief hoog beschermingsniveau ging botsen met de doelmatigheid van het beleid (zie hoofdstuk 7). Tussen partijen ontstond onenigheid over definitie en afbakening van risicoproblemen[5] en over het omgaan met onzekerheden bij risicobepaling en risicoduiding. Het bleek dat de mate van vrijwilligheid, billijkheid, verwijtbaarheid (van het veroorzaken van een incident), de beheersbaarheid van blootstelling, de vertrouwdheid met en de maatschappelijke waardering van het nut van een activiteit met

---

[5] Wat hoort tot het risicoprobleem en wat niet (meer)? De afbakening betreft onder meer: welke activiteiten, welke vormen van schade of verlies, welke oorzakelijke ketens, welke ruimtelijke schaal en tijdschaal?

nadelige gevolgen en het (gebrek aan) vertrouwen in of openheid van verantwoordelijke instanties bepalend waren voor de aanvaardbaarheid door burgers van die activiteiten, en daarmee voor de acceptatie van risico's (Meertens et al., 1994). Die beoordeling bleek echter van maatschappelijk domein tot domein te verschillen (bijvoorbeeld gezondheidszorg, verkeer of leefomgeving). Effectief risicobeleid in de leefomgeving vraagt dus om het vinden van evenwicht tussen alle verschillende risicoschattingen en inhoudelijke kennis van gevaren met inachtneming van waardenconflicten en kennisproblemen (WRR, 2011).

Er bleek ook geen universeel geldende risicomaat te zijn. De keuze voor een risicomaat was een afgeleide van normatieve uitgangspunten die we bij het beheersen van risico's wensten te hanteren.
Zelfs bij sterfte, de meest eenduidige gezondheidsparameter, moeten waarde-geladen keuzen gemaakt worden. De uitbraak van veteranenziekte in Bovenkarspel gold als een nationale ramp. Dat is ook het beeld van de vuurwerkramp in Enschede waarbij 22 mensen om het leven kwamen, maar dit is niet het geval bij bijvoorbeeld verkeersveiligheid of vroegtijdige sterfte door fijnstofbelasting. Waarderen we het vervroegde overlijden van een ernstig zieke, oudere patiënt door griep of luchtverontreiniging gelijk aan het overlijden van een jonge ouder met kinderen in een ongeval?
Aantallen dodelijke slachtoffers zijn niet vanzelf een goede voorspeller van de acceptatie. Er werden inmiddels aanvullende risicomaten naast sterfte gekozen; bijvoorbeeld "verloren levensverwachting" (zie ook hoofdstuk 3), maar ook daarbij moeten keuzen gemaakt worden tussen ouderen en jongeren waarbij overwegingen vanuit utiliteit, sociale rechtvaardigheid en ethiek moeten worden gewogen. Het uitdrukken van schade in voor gezondheid gewogen levensjaren (zie hoofdstuk 3) heeft het voordeel dat ook ziekte en kwaliteit van leven worden meegewogen.

2.3.3 Waar staan we nu?

Op grond van agens-gerichte risico-evaluaties van de effecten van milieuverontreinigende factoren is aannemelijk gemaakt of aangetoond dat gezondheidseffecten onder de Nederlandse bevolking optreden (bijvoorbeeld door luchtverontreiniging, UV-straling, zoönosen, geluidbelasting). De onderbouwing van de risicoschatting en de mate van (on)zekerheid lopen uiteen. Het aantal mensen bij wie effecten optreedt is moeilijk precies te bepalen. De waargenomen en verwachte effecten van belasting vanuit de leefomgeving hebben in veel gevallen betrekking op (verergering) van ziekte, functiestoornissen, patho-fysiologische respons en hinder. Hierop gaan we in het volgende hoofdstuk nader in (zie Figuur 1 in hoofdstuk 3).

Het brongerichte beleid werpt vruchten af. De kwaliteit van de leefomgeving is verbeterd. Er liggen lokaal nog opgaven. Het tempo van de emissiereductie was het laatste decennium lager dan in de jaren daarvoor(PBL, 2013). Los van de (gedeeltelijk) bereikte ontkoppeling van economie en milieu, hangen problemen met de kwaliteit van de leefomgeving vaak samen met de economische ontwikkeling waarbij volumegroei de door verbeterde technologie bereikte emissiereducties weer geheel of gedeeltelijk tenietdoet. Effecten die met klimaatverandering in verband gebracht worden, zijn bijvoorbeeld de toename van infectieziekten, van allergieën, van zomersmog (en afname van wintersmog), van overstromingsrisico's en van ziekmakende micro-organismen in oppervlaktewater. Ook de toename van antibiotica-resistentie is alarmerend. Er is een toename in het aantal infecties dat van dieren op mensen overgedragen kan worden.

Bij de interpretatie van agensgerichte risico-evaluaties is het van belang om te beseffen dat deze slechts voor een beperkt aantal stoffen en agentia beschreven is. Interacties tussen stoffen en de rol van andere dan de onderzochte (relatief bekende) stoffen zijn niet meegewogen. Introductie van nieuwe technologie kan nieuwe, onbekende risico's met zich mee brengen. Hierop wordt met name in hoofdstuk 6 ingegaan.

Jaarlijks worden tienduizenden klachten van de bevolking over de kwaliteit van de leefomgeving geregistreerd en doen zich duizenden milieu-incidenten voor die soms directe gezondheidseffecten tot gevolg hebben. Deze zorgen voor een negatieve beleving van de leefomgevingskwaliteit, die deels gepaard gaat met stressreacties die de gezondheid negatief kunnen beïnvloeden. Bezorgde burgers benaderen de (plaatselijke) overheid met de vraag of een in hun ogen opvallend groot aantal soortgelijke ziektegevallen in hun buurt (een 'ziektecluster') in verband kan staan met een lokale activiteit of met de toestand van de omgevingskwaliteit. Burgers en maatschappelijke organisaties willen in toenemende mate meebeslissen over de

inrichting van hun leefomgeving. Een groot deel van de Nederlandse bevolking is relatief hoog opgeleid en goed geïnformeerd. Burgers accepteren niet zomaar de beslissingen van hun bestuurders. Overheden komen niet alleen kritische burgers tegen, maar ook burgers en bedrijven die op eigen initiatief 'harder willen gaan op weg naar schoner, slimmer, gezonder en veiliger'. Bij het ontbreken van duidelijke, 'objectieve' informatie over de risico's van een milieu-incident of van een ingreep in de leefomgeving, zal door burgers vergaarde informatie een grotere rol gaan spelen in de persoonlijke beleving van de kwaliteit van de leefomgeving en de persoonlijke gezondheid. Het bagatelliseren van gezondheidsproblemen door instanties of hulpverleners en het uitvergroten van de ervaren gezondheidsproblemen in de media kunnen een proces van chronische stress, symptoomperceptie en –attributie versterken. De Gezondheidsraad (2001) meent dat inzicht in en de erkenning van de invloed van stressfactoren op de gezondheid een toename van 'medisch onverklaarbare' klachten kan verhinderen.

Wetenschappelijk onderzoek maakt het mogelijk steeds gedetailleerder te meten, zowel in de leefomgeving als in het menselijk lichaam. Er worden vaker negatieve gezondheidseffecten bij lagere blootstellingen aangetoond dan eerder werd aangenomen. In de volgende hoofdstukken wordt hierop dieper ingegaan. In deze paragraaf wordt volstaan met de constatering dat het steeds moeilijker wordt om de rol van de kwaliteit van de leefomgeving bij gezondheidskundige effecten, die diffuus in de bevolking worden waargenomen of die bij gevoelige individuen optreden, uit te sluiten. De ongerustheid van de bevolking dat de leefomgevingskwaliteit onze gezondheid negatief beïnvloedt, neemt daardoor niet af.
Anderzijds wijzen Helsloot *et al.* (2014) erop dat grote groepen burgers op basis van rationele overwegingen kunnen besluiten over risico' s en dat ze van de overheid verwachten dat niet zozeer in verdere preventie wordt geïnvesteerd als wel ruimhartigheid wordt getoond bij het verstrekken van schadevergoedingen. De omvang van de risico's en de mate van vrijwilligheid spelen bij dat verwachtingspatroon een rol.

3
Maten voor gezondheid en fysieke veiligheid

3.1 Inleiding

Gezondheid en fysieke veiligheid zijn brede begrippen en beleidsvelden. Opvattingen hierover zijn bovendien voortdurend in beweging. Om gezondheid en veiligheid hanteerbaar te maken worden maten gekozen, vaak zodanig dat onderdelen van de beleidsvelden nog onderling vergelijkbaar (te maken) zijn en verantwoording afgelegd kan worden over legitimiteit en effectiviteit van beleid. Simpele maten hebben de voorkeur, maar hun zeggingskracht is beperkt. Er wordt gestreefd naar meer uniformiteit in maten en naar mogelijkheden om normstelling en de inzet van middelen en maatregelen afweegbaar te maken. Daarbij doemt de vraag op of de variatie in maten en differentiatie in normen niet alleen historisch verklaarbaar is (zoals geïllustreerd in hoofdstuk 2) maar ook functioneel blijkt te zijn. De beantwoording van die vraag komt in latere hoofdstukken aan de orde.

Leeswijzer
In de paragrafen 3.2 tot en met 3.7 gaan we in op begrippen als gezondheid en hinder en op indicatoren die hiervoor een bruikbare maat bieden. Speciale aandacht gaat uit naar (indicatoren voor) gezondheid in relatie tot de kwaliteit van de leefomgeving. In paragraaf 3.8 geven we een korte toelichting op de gehanteerde maten in de waterveiligheid en omgevingsveiligheid.

Kernboodschappen
- Voor een effectief beleid is het belangrijk dat de omschrijving van de doelen gezondheid en veiligheid draagvlak heeft en gekoppeld kan worden aan instrumenten, zoals normen en indicatoren;
- De invloed van omgevingsfactoren op gezondheid kan worden uitgedrukt in een percentage van de ziektelast. In Nederland is circa 6% van de ziektelast toe te schrijven aan omgevingsfactoren. Deze ziektelast is ruimtelijk niet gelijk verdeeld;
- Geïntegreerde indicatoren kunnen worden gebruikt om de relatie te leggen tussen (ingrepen in) de kwaliteit van de omgeving en (veranderingen in) de ziektelast.

3.2 Wat moeten we onder gezondheid verstaan en wat bepaalt gezondheid?

Kort na de Tweede Wereldoorlog kwam de Wereld Gezondheid Organisatie (WHO) met een vernieuwende en ambitieuze omschrijving van *gezondheid*: een toestand van volledig lichamelijk, geestelijk en maatschappelijk welbevinden en niet slechts de afwezigheid van ziekte of gebrek.

Gezondheidsdeterminanten
De gezondheidstoestand wordt bepaald door een aantal *gezondheidsdeterminanten*. Deze factoren zijn deels persoonsgebonden; we maken voorts onderscheid in interne *(endogene)* en externe *(exogene)* factoren (Nationaal Kompas Volksgezondheid, 2014).

Endogene factoren
De persoonsgebonden endogene factoren kunnen genetisch (erfelijk) zijn of in de loop van het leven verworven worden. Dergelijke factoren bepalen de aanleg en de gevoeligheid voor ziekten en ook de gevoeligheid voor milieuverontreiniging en omgevingsfactoren. Een belangrijke endogene determinant van gezondheid en ziekte is leeftijd. De gevoeligheid voor exogene factoren is vaak hoger bij zuigelingen en jonge kinderen. Bij ouderen is de functionele capaciteit van een groot aantal organen verminderd waardoor zij een veranderde (vaak verhoogde) gevoeligheid vertonen voor de werking van exogene factoren. De grote variatie in endogene factoren in de bevolking veroorzaakt eveneens grote verschillen in de individuele respons op exogene factoren.

Exogene factoren
Onder exogene factoren vallen omgevingsfactoren, sociaal culturele en economische factoren en leefstijlfactoren die van invloed op gezondheid zijn.

Omgevingsfactoren, factoren die van buiten onszelf op ons inwerken, beïnvloeden de gezondheid. Voorbeelden van fysieke omgevingsfactoren zijn geluid, straling, de kwaliteit van lucht, water en bodem. Directe effecten van de fysieke omgeving treden op bij bloostelling aan chemische, fysische en biologische factoren en via risico's die mensen lopen door ongelukken, incidenten of rampen. Het kan ook gaan om sociale factoren als sociale cohesie of eenzaamheid.
Arbeid hoort tot de omgevingsfactoren, met zowel sociale als fysieke aspecten. Voorbeelden zijn werkzekerheid en werkdruk, fysieke belasting (denk bijvoorbeeld aan het tillen van zware objecten) of fysisch-chemische belasting (blootstelling aan geluid, trillingen, straling en chemische stoffen).
Er zijn ook maatschappelijke omgevingsfactoren die de gezondheid bepalen. Maatschappelijke determinanten van gezondheid bepalen de sociale en fysieke omgeving waar mensen worden geboren, opgroeien en sterven. Deze omgevingsfactor is van invloed op de (ongelijke) verdeling van geld, middelen en daarmee verband houdende gezondheidsverschillen, op de leefstijl van mensen en op psychosociale factoren, zoals stress, maar ook op voeding, arbeid en de leefomgeving en daarmee van directe invloed op de gezondheid.
Onder leefstijlfactoren wordt het gedrag verstaan dat zowel een gunstige als ongunstige invloed kan hebben op gezondheid. Voorbeelden zijn lichaamsbeweging, roken en (overmatig) alcoholgebruik. De omgeving kan een bepaalde leefstijl bevorderen of ontmoedigen, met name met betrekking tot mobiliteit en bewegen.

Samenspel
Bij gezondheid gaat het niet alleen om aan- of afwezigheid van lichamelijke of psychische ziekte, maar ook om functioneren en kwaliteit van leven, de gevolgen van ziekte en de levensverwachting. Gezondheid en ziekte zijn het resultaat van een dynamisch samenspel van de determinanten. Natuurlijk is daarop ook het stelsel van preventie en zorg van invloed. De determinanten beïnvloeden ook elkaar. De inrichting van de fysieke omgeving kan de leefstijl of het sociale welbevinden beïnvloeden. Het gevoel in een sterk vervuilde omgeving te werken of te wonen (bijvoorbeeld naast een snelweg) heeft bij sommige burgers een (negatieve) invloed op hun motivatie om te stoppen met roken. Sociale steun die mensen ondervinden kan van invloed zijn op hun (leef)gedrag en daarmee op hun gezondheid.

De gezondheidstoestand kan op verschillende manieren gemeten worden. Enerzijds kan de gezondheid van de populatie worden gemeten aan de hand van positieve indicatoren, zoals levensverwachting of kwaliteit van leven. Anderzijds kunnen negatieve indicatoren worden gebruikt, zoals sterfte, ziekte, beperking of functieverlies.

3.2.1 Dynamische kijk op gezondheid

In het licht van zowel wetenschappelijke als maatschappelijke ontwikkelingen is er een groeiende behoefte aan een meer dynamische kijk op gezondheid. Gezond zijn betekent dan zich kunnen aanpassen aan verstoringen, veerkracht hebben en een balans weten te handhaven of hervinden.
Volgens Huber (2012) bevordert de definitie van de WHO, met het ideaal van 'volledig welbevinden', onbedoeld medicalisering. De mens is zelden volledig gezond, je zou dan voortdurend moeten streven naar het voorkomen of terugdringen van ziekte. Door de steeds verfijndere diagnostische methoden neemt bovendien de druk op behandelen verder toe. Volgens Huber zou gezondheid eerder moeten inspireren om een leven te leiden dat als zinvol wordt ervaren.
Aandacht voor 'het zich kunnen aanpassen' in het gezondheidsbeleid betekent niet dat herstel van ziekte of gebrek minder belangrijk zou zijn. Het schept in aanvulling daarop ruimte voor de omstandigheden die ertoe leiden dat iemands aanpassingsvermogen (veerkracht) optimaal wordt benut en dat het dagelijks functioneren centraler komt te staan. Interventies die buiten de traditionele gezondheidszorg vallen, zoals aanpassingen aan woningen, het faciliteren van mobiliteit of onderwijs, kunnen gezondheidbevorderend werken (Knottnerus, 2010). Gezondheid wordt zo 'dynamischer gemaakt' tot gezond leven.

In de RIVM Volksgezondheid Toekomst Verkenning van 2014 worden de belangrijkste maatschappelijke uitdagingen voor onze toekomstige volksgezondheid benoemd: lang leven zonder ziekte, participatie van maatschappelijk kwetsbaren, autonomie van burger en patiënt en de houdbaarheid van de zorguitgaven. Deze uitdagingen zijn de basis voor vier toekomstscenario's, elk met een wenselijk toekomstbeeld voor Nederland.

3.3 Omgevingskwaliteit en gezondheid

In de vorige paragraaf is het begrip gezondheid toegelicht en zijn (positieve en negatieve) indicatoren voor de gezondheidstoestand van de bevolking genoemd.
Als het om de invloed van de omgevingskwaliteit op gezondheid gaat, richt het omgevingsbeleid zich nu op het waar nodig saneren van ongezonde situaties (zie ook hoofdstuk 2), het vermijden van onnodige blootstelling en het voorkomen dat mensen ziek worden. Daartoe is normstelling ontwikkeld en ingezet. Recent wordt omgevingsbeleid ook ingezet om het verbeteren van de gezondheidstoestand te ondersteunen.

Voor veel omgevingsfactoren geldt dat iedereen daar in meer of mindere mate aan is blootgesteld. Voorbeelden hiervan zijn de buitenlucht of omgevingsgeluiden. Voor vele agentia en stoffen geldt, mede dankzij succesvol milieubeleid, dat de niveaus waaraan de Nederlandse bevolking is blootgesteld zodanig laag zijn dat er geen nadelige effecten optreden. Soms kan de blootstelling wel aanleiding geven tot nadelige effecten. Dit kunnen tijdelijke, omkeerbare maar wel meetbare effecten zijn. Pas als de meetbare reacties in relatief sterke mate optreden, is er sprake van een ongewenst nadelig effect. Deze reacties kunnen (tijdelijk) optreden, zonder dat dit leidt tot lichamelijke klachten of ziekte. Voorbeelden zijn een milde verhoging van de bloeddruk, een lichte vermindering van de longfunctie en lichte ontstekingsreacties. Bij langdurig aanhoudende of hogere blootstelling kunnen zich lichamelijke klachten of ziekten (morbiditeit) voordoen. Deze klachten of ziekten kunnen tijdelijk en omkeerbaar zijn of een langdurig of zelfs chronisch beloop hebben. Bij hoge blootstelling kan, primair bij gevoelige groepen, versnelde veroudering en vervroegde sterfte optreden. Ook kan acute vervroegde sterfte optreden, zoals na dagen aan hogere niveaus luchtverontreiniging blootgesteld te zijn geweest, of bij ongevallen met chemische stoffen.

De (theoretische) verhouding tussen het aantal blootgestelden, het aantal mensen bij wie fysiologische reacties meetbaar is en het aantal ziektegevallen en sterftegevallen, is schematisch weergegeven in onderstaande piramide in Figuur 1.

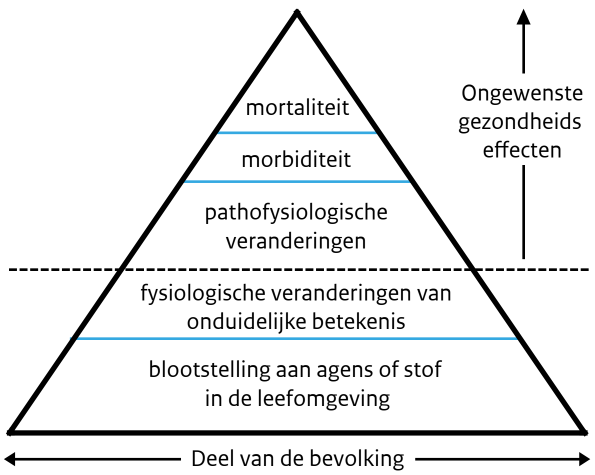
De respons op blootstelling aan agentia of chemische stoffen in de leefomgeving wordt vaak bepaald aan de hand van de volgende groepen indicatoren:
- Veranderingen in biomarkers (vroege risico-indicatoren): aanwezigheid van een verontreiniging of stofwisselingsproduct in een doelorgaan of molecuulstructuur als indicator van een effect;
- Functiestoornissen of functievermindering: verandering of vermindering in de functie van orgaansystemen

(zoals long- of nierfunctie, hoge bloeddruk, veranderingen in stofwisseling[6] of in het immuunsysteem[7]). Dit gaat aan het optreden van klinisch waarneembare ziekte vooraf;
- Aandoeningen, ziekte (met gerelateerde indicatoren als medicatie, ziekenhuisopnames);
- Sterfte.

Daarnaast kunnen relatief hoge belastingen tot acute effecten leiden, zoals irritatie, hoesten, misselijkheid en hoofdpijn als gevolg van prikkeling van (oog)slijmvliezen en/of verstoring van activiteiten. De directe waarneming van de blootstelling en/of van de gevolgen van de blootstelling kan leiden tot een combinatie van fysiologische, cognitieve en emotionele reacties. Hinder, een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid (Gezondheidsraad, 1994), is de emotionele reactie. Bij langdurige (zich herhalende) blootstelling of bij eenmalige zeer hoge blootstelling kan het scala van reacties in (een van) de vier hierboven genoemde indicatoren resulteren.

Wetenschappelijk onderzoekers kunnen de betekenis van onderzoeksresultaten anders interpreteren. Zo kan de ene onderzoeker resultaten als een nadelige fysiologische ontsporing duiden, waar een andere onderzoeker de meetresultaten interpreteert als een adequate reactie van het lichaam om homeostase (fysiologisch evenwicht) te herstellen (vandaar de stippellijn in Figuur 1).

Figuur 1 Verdeling van milieu-gerelateerde gezondheidseffecten over de bevolking (schema gebaseerd op American Thoracic Society; Andrews *et al.*, 1985). Bij blootstelling aan (ernstige) milieuverontreiniging treden bij relatief weinig mensen ongewenste gezondheidseffecten op, terwijl zich bij relatief veel mensen fysiologische veranderingen van onduidelijke betekenis voordoen. De stippellijn geeft aan dat niet altijd duidelijk is vast te stellen wanneer fysiologische veranderingen overgaan in ongewenste gezondheidseffecten.



3.4 Normen voor omgevingskwaliteit en gezondheid

In de vorige paragrafen zijn het begrip gezondheid en de mogelijke gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan factoren in de leefomgeving besproken. De aard van deze gezondheidseffecten kan variëren van fysiologische veranderingen, hinder of functiestoornissen tot ziekte en sterfte. Door middel van experimenteel, observationeel onderzoek en modelleringstudies kan de relatie tussen blootstelling aan een

[6] Bij blootstelling aan (langdurige) lage doses van hormoonverstorende stoffen is er wetenschappelijke onzekerheid in hoeverre daadwerkelijk sprake is van veranderingen in de stofwisseling of het hormonale systeem dan wel van een lichamelijke reactie zonder dat van een negatief effect sprake is.

[7] Dit kan zowel onderdrukking van het immuunsysteem zijn als een overreactie van het immuunsysteem inhouden.

chemische stof of agens en de mogelijke gezondheidseffecten worden geschat. Bij de evaluatie van die gezondheidseffecten zijn zowel de ernst van de effecten als de kans dat deze gevolgen zich zullen voordoen, van belang.
In hoofdstuk 2 is uiteengezet dat voor de beoordeling van de milieukwaliteit een maximaal toelaatbaar risiconiveau en een verwaarloosbaar risiconiveau zijn gedefinieerd. Voor afzonderlijke stoffen (en voor individuele bronnen van straling) is in generieke zin het maximaal toelaatbare risico niveau gesteld op 10^{-6} per jaar als individueel sterfterisico. Een procent van het maximaal toelaatbaar risiconiveau geldt als aanvaardbaar en verwaarloosbaar risiconiveau. Dit is een individueel sterfterisico van 10^{-8} per jaar. Deze risicogrenzen gelden voor blootstelling aan toxische stoffen waarvoor geen drempelwaarde in de effecten is aan te geven. Dit zijn vooral kankerverwekkende stoffen.
Voor stoffen met een drempelwaarde (de concentratie waaronder geen ongewenste effecten verwacht worden) wordt het maximaal toelaatbaar risiconiveau gelijkgesteld aan de gezondheidskundige advieswaarde (inhalatoir, oraal of dermaal).
De risico's van stoffen met een drempelwaarde kunnen niet simpelweg 'opgeteld' worden. Dit komt door de uiteenlopende aard van de mogelijke effecten van individuele stoffen. Zo kan het bijvoorbeeld gaan om een kankerbevorderende werking, een verergering van bestaande ziekte, functieverlies of hinder.

De maximaal toelaatbare risicowaarden (MTR waarden) voor agentia en stoffen met en zonder drempelwaarde die zijn afgeleid op basis van epidemiologisch of toxicologisch onderzoek volgens vastgestelde (internationale) protocollen door erkende instellingen of expertcommissies, noemen we *gezondheidskundige advieswaarden*. Beneden die waarden wordt verwacht dat zich geen nadelige effecten of onaanvaardbare risico's voordoen. Dat betekent dus niet dat beneden die waarden geen meetbare effecten optreden.
Bij de afleiding van de gezondheidskundige advieswaarden doen zich onzekerheden voor. Bij overschrijding van de gezondheidskundige advieswaarde kan daarom niet zonder meer gezegd worden dat er effecten op de volksgezondheid aanwezig zijn, zeker niet op individueel niveau. De kans op het optreden van die effecten neemt wel toe. Naarmate de onzekerheden en de gehanteerde onzekerheidsfactoren groter zijn, wordt het lastiger om uitspraken te doen over de effecten bij mensen. Onzekerheidsfactoren dienen mede een preventief doel, bijvoorbeeld om het verschil in gevoeligheid tussen mensen te verdisconteren. Bij gezondheidskundige advieswaarden kan bescherming bij levenslange blootstelling het uitgangspunt zijn. In specifieke situaties kan dan sprake zijn van overschrijding van het maximaal toelaatbaar risiconiveau terwijl zich geen directe gezondheidseffecten voordoen vanwege een veel beperktere blootstellingduur.

De beleidsmatig vastgestelde norm voor een agens of stof hoeft niet identiek te zijn aan de gezondheidskundige advieswaarde. Er kunnen redenen zijn om van die gezondheidskundige advieswaarde af te wijken, zoals de onzekerheden in de normafleiding, een kosten-batenafweging of een inschatting van de haalbaarheid van de norm. Als de norm is verhoogd ten opzichte van de gezondheidskundige advieswaarde en de numerieke ophogingfactor en de beleidsmatige achtergronden zijn niet transparant, dan wordt de interpretatie van de gezondheidskundige effecten van normoverschrijding bemoeilijkt. Als aan dezelfde norm de juridische status van *grenswaarde* wordt toegekend, dan lijkt de norm op de maximaal toelaatbare risicowaarde (MTR), maar heeft daar inhoudelijk niets meer mee van doen.

3.5 Hinder en gezondheid

Het trekken van een eenduidige grens tussen fysiologische en pathofysiologische effecten is in alle gevallen moeilijk, maar vooral bij hinder. In paragraaf 3.3 is hinder omschreven als een ongewenst gezondheidseffect dat in samenhang kan optreden met fysieke verschijnselen als irritatie van (oog)slijmvliezen, hoesten, hoofdpijn, misselijkheid en/of verstoring van activiteiten, zoals slaapverstoring. Hinder kan op termijn via stress en in combinatie met andere stressoren leiden tot pathofysiologische veranderingen en daarmee tot aantasting van de gezondheid. Hinder is mede persoons- en context afhankelijk, hetgeen uniforme waardering bemoeilijkt.

Tabel 1 Voorbeelden, gebruik en beperkingen van verschillende typen indicatoren die gebruikt kunnen worden voor het uitdrukken van (potentiële) milieugezondheidseffecten (ontleend aan Knol, 2010)

Domein	Indicator type	Aard en voorbeelden
Fysieke omgeving	Milieukwaliteits-indicatoren	Gerelateerd aan onderdelen of processen in de fysieke omgeving, zoals concentratieniveaus van fijnstof, het geluidniveau van wegverkeer, afstand van gevoelige bestemming tot bron (bijvoorbeeld een weg), GES-score (zie toelichting in tekst).
Gezondheid	Fysiologische indicator	Veranderingen in het menselijk lichaam die in potentie samenhangen met de inwendige blootstelling aan milieublootstellingen en/of gezondheidseffecten. Voorbeelden zijn loodbloedgehalte, of fysiologische parameters zoals de concentratie beta-2 microglobuline in urine.
	Gezondheidsindicatoren	Hangen samen met het optreden of vóórkomen van pathofysiologische veranderingen, ziekte of sterfte in een populatie. Voorbeelden zijn het aantal (extra) astmagevallen onder kinderen, aantal dodelijke verkeersongevallen, aantal (extra) ernstige geluid-gehinderden, etc.
	Geïntegreerde gezondheids-indicatoren	Combinatie van informatie over sterfte en/of ziekte waarmee de gezondheidstoestand van een populatie in één getal wordt uitgedrukt. Gezondheids- dan wel ziektegewogen levensjaren (QALYs, DALYs; zie toelichting in de tekst), populatie gemiddelde verloren levensjaren, verlies aan levensverwachting, etc.
Overig	Diverse indicatoren	Hieronder vallen indicatoren die indirect iets over de relatie tussen de kwaliteit van de leefomgeving en de gezondheid kunnen aangeven, zoals een duurzaamheidindex, indicatoren over leefbaarheid, of sociaal economische status, of veiligheid in een buurt, kosten van maatregelen, etc.

Bruikbaar voor:	Voor- en nadelen
- vaststellen van effecten van beleid dat zich richt op de bron of de belasting van het agens, de stof of de stressor - het vaststellen van de mate van realisatie t.o.v. een doelstelling of norm voor de omgevingskwaliteit - vaststellen van 'meest gezondheids-vriendelijke variant' (in geval van één omgevingsfactor)	**Voordelen:** - data meestal beschikbaar - relatief weinig onzekerheden **Nadelen:** - geen direct zicht op gezondheidsgevolgen - geen informatie over de mate waarin mensen daadwerkelijk worden blootgesteld/ effecten ondervinden
- inwendige blootstelling als proxy voor de blootstelling in de leefomgeving - fysiologische indicatoren als proxy voor gezondheids-effecten	**Voordelen:** - geeft effect van verschillende bronnen en toevoerwegen weer - in potentie indicatoren van vroegtijdige gezondheids-effecten **Nadelen:** - data relatief moeilijk verzamelbaar - geen direct zicht op lange termijn gezondheidsgevolgen
- beschrijven van de omvang van milieugerelateerde gezondheidseffecten en het monitoren van de consequenties van eventuele interventies	**Voordelen:** - geeft direct inzicht in gezondheidseffecten - begrijpelijk **Nadelen:** - niet bruikbaar voor het afwegen van verschuivingen in meerdere ongelijksoortige gezondheidseffecten
- prioritering en vergelijking van verschillende ongelijksoortige milieugerelateerde gezondheids-effecten - vergelijken gezondheidseffecten beleidsmaatregelen	**Voordelen:** - enige mogelijkheid om netto effect van ongelijksoortige milieugezondheidseffecten te beoordelen **Nadelen:** - soms lastig te interpreteren - abstract - verschuivingen in de indicator zijn niet direct terug te voeren op de onderliggende oorzaak - meer onzeker dan voorgaande indicatoren doordat meer input nodig is - niet geschikt voor risico's met kleine kans van optreden, maar potentieel grote effecten (incidenten/rampen)
- totaalbeeld - link met andere belangrijke contextuele factoren	**Voordelen:** - aansprekend - bredere context - elementen van welzijn **Nadelen:** - link met omgevingskwaliteit en gezondheid niet altijd duidelijk - onderliggende drijfveren van indicator soms (deels) onbekend - soms relatief onzeker

In het milieu- en leefomgevingsdomein gaat van de term hinder[8] de arbitraire suggestie uit van schade van beperkte omvang, waarvan de aanvaardbaarheid wordt gerelateerd aan de (technische, planologische, bedrijfseconomische en sociaaleconomische) gevolgen van maatregelen om de effecten te verminderen.

3.6 Indicatoren voor milieugezondheidseffecten

Een milieugezondheidindicator kan omschreven worden als 'een uitdrukking van een relatie tussen milieu (als onderdeel van de omgevingskwaliteit) en gezondheid, gericht op een specifieke beleids- of managementvraag, en gepresenteerd op een manier waarmee de interpretatie wordt vergemakkelijkt voor effectieve beleidsvoering' (Corvalan *et al.*, 1996).

Er zijn verschillende typen indicatoren die gebruikt worden om inzicht te krijgen in de (aard en) omvang van gezondheidseffecten die gerelateerd kunnen worden aan de kwaliteit van de leefomgeving (meestal een milieufactor), afgekort: milieugezondheidindicatoren. Deze indicatoren zijn bruikbaar, in aanvulling op het gebruik van normen voor de kwaliteit van de leefomgeving, om praktijksituaties te beoordelen of te vergelijken en om de effectiviteit van maatregelen te schatten of te prioriteren. Er bestaan verschillende conceptuele denkkaders over de manier waarop een (integrale) beoordeling van milieu en gezondheid kan plaats vinden, die elk uiteenlopende indicatoren voor de representatie van risico's kunnen hebben. We kiezen ervoor hieronder zoveel mogelijk aan te sluiten bij de indeling uit Figuur 1.
Een aantal verschillende typen milieugezondheidindicatoren is met een korte toelichting in Tabel 1 opgesomd. Er is hierbij onderscheid gemaakt naar drie domeinen: fysieke omgeving, gezondheid en overig.
Uit Tabel 1 lichten we hieronder twee indicatoren nader toe, omdat we hiervan in hoofdstuk 5 gebruik zullen maken. Dit is de GES-score, een milieukwaliteitsindicator en de DALY, een geïntegreerde gezondheidsindicator.

GES-score
Een specifieke, op normen gebaseerde en in Nederland vaak toegepaste milieukwaliteitsindicator is de zogenaamde GES-score. Gezondheidseffectscreening Stad en Milieu (GES) is een gestandaardiseerde methode die kan worden gebruikt om ruimtelijke plannen (vooraf) te kunnen toetsen op milieu- en gezondheidseffecten. Het belangrijkste doel is het laten meewegen van gezondheidsbelangen in de besluitvorming, en wel op een zodanige manier dat beleidsmakers op het juiste moment in heldere taal de juiste informatie over gezondheidseffecten onder ogen krijgen. De methode is opgesteld in het kader van de Experimentenwet Stad en Milieu(Tweede Kamer, 1997-1998) in opdracht van de ministeries van VROM en VWS[9]. De methode is uitgebreid beschreven in het geactualiseerde GES Stad en Milieu handboek (Fast *et al.*, 2012).

De methode GES bestaat uit verschillende stappen die erin resulteren dat op basis van de hoogte van de concentratie of belasting van een milieufactor ten opzichte van de norm een bijbehorende GES-score en milieugezondheidkwaliteit worden toegekend (zie Tabel 2). De GES-score varieert tussen 0 [zeer goede kwaliteit] en 8 [zeer onvoldoende kwaliteit]. Een score 6 ligt op het niveau van de wettelijke grenswaarden,

[8] Het begrip hinder is in de milieugerelateerde regelgeving geleidelijk vervangen door nadelige gevolgen van het milieu. Soms wordt hinder in de duiding gecombineerd met begrippen als gevaar en schade. Niet wordt uitgesloten dat hinder kan leiden tot risico's voor de gezondheid van de mens. Relevant is het gestelde in het Burgerlijk wetboek (Boek 6 BW, art 162): door het met enige continuïteit verspreiden van rumoer, trillingen, stank, rook of gassen of door het onthouden van licht en lucht en het ontnemen van steun kan men aan een ander hinder toebrengen. Wordt deze hinder zo ernstig dat zij niet door de ander behoeft te worden geduld, dan zal deze tegen het veroorzaken van de hinder kunnen optreden. Van hinder kan worden gesproken wanneer iemand die het genot heeft van een zaak, in dit genot wordt gestoord. Art 5:37 BW geeft een niet-limitatieve opsomming van mogelijke gevallen van hinder. Aan de rechtspraak kunnen steeds nieuwe voorbeelden worden ontleend. In de toelichting van art 5.1.2. BW worden twee categorieën hinder onderscheiden: enerzijds de nadelige gevolgen van het verspreiden van geluid, trillingen, stank, gassen e.d. en in de tweede plaats het aanbrengen of verwijderen van een werk waardoor licht, lucht of steun wordt verminderd.

[9] Van 1997 tot en met 2003 experimenteerden 25 gemeenten met de herinrichting van complexere stedelijke gebieden. Zij deden dat volgens een integrale, gebiedsgerichte aanpak: de drie-stappen benadering. Daarbij werd optimale leefkwaliteit nagestreefd in combinatie met effectief ruimtegebruik.

Tabel 2 Voorbeeld van GES-scores voor een aantal verschillende milieufactoren (ontleend aan Fast *et al.*, 2012)

Fijnstof (PM_{10})	Geluid van wegverkeer	Externe veiligheid		GES-score	Milieugezondheid kwaliteit
Concentratie (µg/m³)$	Lden$	Plaatsgebonden risico	>Groepsrisico*		
	< 43	< 10^{-8}	Nee	0	Zeer goed
	43-47			1	Goed
<4	48-52	10^{-8}– 10^{-7}	Nee	2	Redelijk
4-19				3	Vrij matig
20-29	53-57	10^{-7}– 10^{-6}	Nee	4	Matig
30-34	58-62			5	Zeer matig
35-39	63-67	> 10^{-6}	Ja	6	Onvoldoende
40-49	68-72			7	Ruim voldoende
≥ 50	≥ 73			8	Zeer onvoldoende

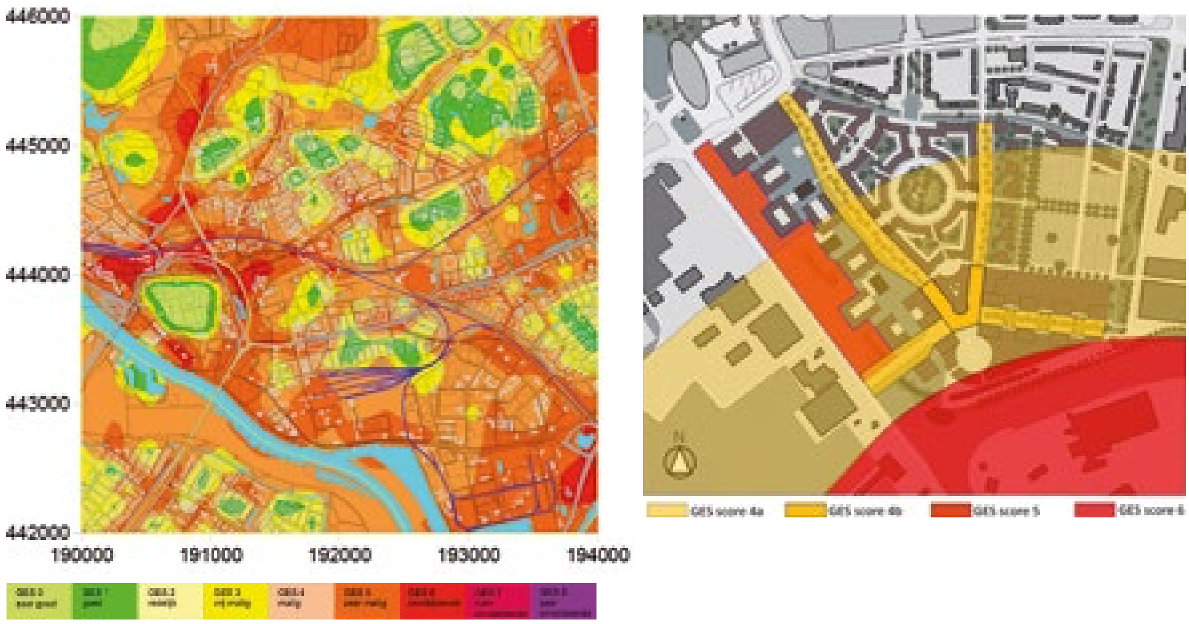
* Bedoeld wordt een overschrijding van de Oriëntatiewaarde Groepsrisico; $ jaargemiddelde

waarvan een overschrijding niet toelaatbaar is. De GES-scores boven en onder het MTR zijn vervolgens in een logische reeks afgeleid en in consensus vastgesteld door een begeleidingscommissie[10].

De GES-score kan op een kaart worden getoond met verschillende kleuren (groen, geel, oranje of rood) en is daarmee eenvoudig te interpreteren. Op deze kaart kunnen ook woningen of bevolkingsaantallen worden aangegeven. In Figuur 2 wordt een voorbeeld gegeven van de weergave van de GES-score van een enkele milieufactor en van meerdere milieufactoren. In dit laatste geval ontstaat door het kleurgebruik een indruk van de stapeling van risicofactoren.

De GES Stad en Milieu wordt vaak door GGD-en gebruikt bij toetsing van ruimtelijke plannen.

Figuur 2 GES-score van wegverkeersgeluid (links) en van geur en geluid van wegverkeer, railverkeer en bedrijven (rechts)



[10] Hierin hebben zitting vertegenwoordigers van het ministerie van IenM, het ministerie van VWS, GGD Nederland, RIVM, de Provincies en het IPO.

Het voordeel van de GES-methode is dat de milieu-kwaliteit van verschillende milieufactoren op eenvoudige wijze gezondheidskundig beoordeeld kan worden en dat de verschillende factoren met elkaar vergeleken kunnen worden. Er is ook een aantal nadelen. Zo zijn de scoreklassen nogal groot, zodat kleine verschillen door verandering van de milieukwaliteit onopgemerkt blijven (of uitvergroot worden, doordat ze bijvoorbeeld net op de grens tussen twee klassen liggen). Daarnaast zijn de GES-scores niet 'optelbaar'; grafisch wordt de stapeling van verschillende milieufactoren weergegeven. Er is ook discussie over de inhoudelijke grondslag van het scoresysteem. Mede omdat de klassen gebaseerd zijn rondom de wettelijke grenswaarden, is er geen een-op een-relatie tussen de score en de feitelijke gezondheidsgevolgen: een score van 4 voor luchtverontreiniging kan een ander gezondheidsrisico met zich brengen dan een score van 4 voor externe veiligheid.

In het handboek GES (Fast *et al.*, 2012) is toegelicht dat de methode niet wetenschappelijk is, maar meer op consensus is gebaseerd, waarbij een afweging is gemaakt tussen wetenschappelijke aanvaardbaarheid (uitgangspunt is het Maximaal Toelaatbaar Risico), praktische realiteit (het verkrijgen van de juiste inputgegevens) en bestuurlijke bruikbaarheid (een eenvoudige doch heldere grafische presentatie).

DALY

Binnen het domein van de milieugezondheid wordt de DALY het meest frequent als geïntegreerde gezondheidsindicator gebruikt. De DALY (Disability Adjusted Life Years) heeft betrekking op de bovenste twee 'schijven' (morbiditeit en sterfte) van de piramide in Figuur 1 en is de eenheid waarin de ziektelast (burden of disease) wordt uitgedrukt. De ziektelast is de hoeveelheid gezondheidsverlies in een populatie die wordt veroorzaakt door ziekten. Het is de optelsom van de verloren levensjaren door sterfte (Years of Life Lost: YLL) en de verloren gezonde levensjaren door ziekte (Years Lost due to Disability: YLD). Het concept 'ziektelast' is ontwikkeld door de Wereldbank en de WHO (Murray en Lopez, 1996) en wordt in Nederland onder meer in de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen toegepast.

Verloren levensjaren door sterfte

Een maat voor het uitdrukken van de invloed van een milieufactor op (vervroegde) sterfte is de verandering van de levensverwachting, uit te drukken in verloren of gewonnen levensjaren. Deze indicator kan voor de gehele blootgestelde populatie berekend worden[11]. Daarnaast kan berekend worden hoeveel levensjaren men gemiddeld verliest door een bepaalde blootstelling. Bijvoorbeeld: gemiddeld verliezen alle Nederlanders een jaar door chronische blootstelling aan fijnstof. Ook mogelijke gezondheidswinst kan op deze manier worden uitgedrukt. Als, om opnieuw luchtverontreiniging als voorbeeld te nemen, de lucht iets schoner wordt door een bepaalde ingreep, zal op de lange termijn ten gevolge van de schonere lucht de gemiddelde levensverwachting iets toenemen. Omdat uiteindelijk iedereen zal overlijden, maar iets later door verbeterde luchtkwaliteit, is de gezondheidsmaat 'gewonnen (gezonde) levensjaren' (of winst in levensverwachting) hiervoor een geschikte maat[12].

Verloren gezonde levensjaren door ziekte

Schattingen van verlies aan levensverwachting, zoals hierboven beschreven, omvatten alleen effecten op sterfte. Veel milieufactoren zorgen niet (alleen) voor effecten op sterfte, maar ook voor effecten op ziekte. In sommige gevallen, zoals bij geluid, maken deze effecten op ziekte zelfs het grootste deel van de totale 'ziektelast' uit. De effecten op ziekte worden uitgedrukt in verloren of gewonnen gezonde levensjaren. Dit is gebaseerd op een combinatie van de duur en de ernst van de aandoening.

---

[11] De verloren levensjaren (Years of Life Lost: YLL) worden berekend met behulp van informatie over de kans op het optreden van sterfte, de blootstelling aan de milieufactor en het extra risico op sterfte bij blootstelling aan de omgevingsfactor. Als een aantal jaar verder in de toekomst gekeken wordt naar de effecten, is het nuttig om bij deze berekeningen rekening te houden met veranderingen in de opbouw van de populatie. Door (milieugerelateerde) sterfte in jaar 1 zal de populatie in jaar 2 veranderd zijn. Dergelijke berekeningen kunnen worden uitgevoerd met behulp van zogenaamde dynamische levenstabellen. Daarin worden sterftekansen per leeftijdscategorie berekend, waarmee voor ieder jaar in de toekomst de populatieopbouw kan worden gemodelleerd. Op basis van die toekomstige populatieopbouw kunnen vervolgens de effecten van een bepaalde milieufactor of beleidsmaatregel worden geschat.

[12] Sterfgevallen door langdurige blootstelling aan milieuverontreiniging zijn, anders dan bijvoorbeeld sterfgevallen door verkeersongevallen, niet aanwijsbaar naar individuen. Langdurige blootstelling aan bijvoorbeeld luchtverontreiniging is vaak één van de factoren die ervoor zorgt dat iemand eerder overlijdt dan 'gemiddeld', maar wie wel en wie niet door luchtverontreiniging overlijdt, en hoeveel eerder, is op individueel niveau niet te zeggen.

De ziektelast is niet direct meetbaar in de bevolking, maar betreft een schatting gebaseerd op verschillende gegevens[13]. Sommige van deze gegevens zijn objectief vast te stellen, zoals het aantal gevallen van longkanker in een jaar. De weegfactoren voor de ernst van aandoeningen zijn gebaseerd op 'expert judgement' (overigens in grote nationale en internationale studies met protocollen afgeleid waarbij consensus is verkregen). Verder spelen schattingen over het levensduurverlies om het aantal jaren geleefd met een aandoening ook een belangrijke rol. Gezien deze eigenschappen, wordt de DALY vooral gebruikt om twee of meer situaties onderling te vergelijken. In het volksgezondheidsdomein wordt de DALY onder meer toegepast om prioriteiten te stellen in welke ziekten en/of risicofactoren het eerst moeten worden aangepakt, om de effectiviteit van interventies te onderzoeken, om besluiten te nemen over de kosten-effectiviteit van behandelingen en om de volksgezondheidstoestand van bijvoorbeeld landen onderling te vergelijken. In het milieudomein worden DALYS toegepast om de effectiviteit van maatregelen en plan-alternatieven te vergelijken.

Milieugezondheidvraagstukken hebben een uiteenlopende reikwijdte (variërend van klimaatgevolgen (mondiaal schaalniveau) tot luchtverontreiniging (nationaal/regionaal) of geluidbelasting (regionaal/lokaal)) en vragen om maatregelen op een vergelijkbare schaal. In beginsel stelt de ruimtelijke schaal geen grenzen aan het gebruik van DALY's. Aspecten die bepalen of een ziektelastraming mogelijk is en hoe betrouwbaar deze kan zijn, vallen uiteen in twee typen: aspecten die te maken hebben met de onderliggende gegevens van blootstelling en effect en aspecten die nodig zijn om de stap te maken van die gegevens naar de ziektelast in DALY's. De eerstgenoemde aspecten zijn gekoppeld aan het fysieke vraagstuk, de laatstgenoemde (ziekte-ernst weegfactoren, de duur van gezondheidsaantasting) zijn dat veel minder[14]. De ruimtelijke schaal waarop een vraagstuk speelt, heeft zeker betekenis voor de prioritering en (doelmatigheid van) maatregelen om verbetering in de omgevingskwaliteit te bewerkstelligen en gezondheidswinst te boeken.

De Gezondheidsraad (2012c) pleit voor aanvullend onderzoek om de betrouwbaarheid van de ziektelast schattingen te vergroten (met verbeterde gegevens over blootstelling en effecten).

In Nederland is bijna 6% van de ziektelast toe te schrijven aan een aantal specifieke omgevingsfactoren[15]. Bij een ruimere definitie van milieu kan de bijdrage oplopen tot 14% in West-Europa en 24% wereldwijd

[13] De hoeveelheid gezondheidsverlies in een populatie die is toe te schrijven aan een determinant hangt behalve van de sterkte van het verband ook af van de frequentie waarmee de determinant in de populatie voorkomt. Als weinig mensen worden blootgesteld aan een factor die een groot risico op een aandoening draagt, kan op populatieniveau van weinig gezondheidsverlies sprake zijn. Andersom kunnen factoren met een relatief gering risico op een aandoening veel gezondheidsverlies geven als heel veel mensen aan deze risicofactor zijn blootgesteld. Dit is bijvoorbeeld het geval bij luchtverontreiniging. Ook is het 'normale' vóórkomen van een ziekte of aandoening van belang. Een groot extra risico op een zeldzame ziekte levert minder extra ziektegevallen dan een klein extra risico op een veelvoorkomende ziekte.
Ook ziekte wordt vaak door meerdere factoren veroorzaakt. Zo is hoge bloeddruk een belangrijke risicofactor op hart- en vaatziekten (onder meer hartinfarct, beroerte en hartfalen) en daarmee op vroegtijdige sterfte. Bij berekening van de gezondheidseffecten van geluid die op de langere termijn kunnen optreden, moet in principe ook rekening worden gehouden met de effecten door uitstel en vervanging. Met uitstel bedoelen we mensen met een hoge bloeddruk die een zekere periode gevrijwaard zullen zijn van hart- en vaatziekten, maar deze alsnog later kunnen krijgen. Vervanging duidt erop dat bovengenoemde 'tijdelijk gespaarde' personen langer leven en vervolgens in de tussentijd door andere oorzaken ziek kunnen worden of overlijden.

[14] Geluidbelasting veroorzaakt onder andere hinder, maar ook slaapverstoring. Beide verminderen de kwaliteit van leven, en de mate waarin ze dat doen, neemt in de gegeven volgorde toe. De Gezondheidsraad heeft een indicatie gegeven van de ziektelast die ernstige slaapverstoring veroorzaakt. De beslissing om hinder bij de ziektelast van geluid te tellen heeft flinke getalsmatige consequenties. Weliswaar is de ziekte-ernst weegfactor klein, maar het aantal getroffenen is groot. De ziektelast die verkeersgeluid door vervroegd overlijden veroorzaakt (mogelijk via de causale keten stress, hoge bloeddruk en hart- en vaatziekten) is eerder geraamd op 420 DALY's per miljoen Nederlanders. Wanneer daar hinder en ernstige hinder en slaapverstoring bij worden opgeteld, komt de ziektelast op gemiddeld 2300 DALY's per miljoen Nederlanders.
In recente publicaties van de Wereldgezondheidsorganisatie over de ziektelast van geluid wordt in het ene rapport hinder niet meegenomen omdat een ICD-code ontbreekt maar in het andere rapport wordt gesteld dat hinder, ondanks het ontbreken van een ICD-code (categorie uit internationaal gehanteerde lijst van ziekten bijgehouden door de Wereld gezondheid organisatie), wel degelijk onder de brede definitie van de Wereldgezondheidsorganisatie over gezondheid valt.

[15] Dit percentage wordt genoemd in de RIVM Volksgezondheid Toekomst Verkenningen 2014, waarbij wordt verwezen naar de publicaties van Knol en Staatsen (2005) en Hänninen en Knol (2011).

(Prüss-Ustün and Corvalan, 2006. Belangrijke milieu en leefomgeving gerelateerde factoren in Nederland zijn bijvoorbeeld fijnstof in de lucht, geluid en UV-straling. (Verergering van) Aandoeningen als astma, chronische bronchitis en hart- en vaatziekten worden mede door leefomgevingsfactoren bepaald.
Roken is de belangrijkste oorzaak van sterfte en ziekte in Nederland. De Volksgezondheid Toekomst Verkenning 2014 schrijft in totaal 13% van de ziektelast hieraan toe. Met bijna 6% van de ziektelast staan milieufactoren op de tweede plaats, net voor overgewicht (5,2%) en arbeidsomstandigheden (5%). Deze top 4 wordt gevolgd door weinig lichamelijke activiteit (3,5%), overmatig alcoholgebruik (2,8%), te veel zout (1,9%), te weinig fruit (1,8%), hoog cholesterol (1,6%), te weinig vis (1,5%) en te weinig groente en te veel verzadigd vet (elk < 1%).

Absoluut heeft de DALY minder zeggingskracht: het is lastig te zeggen hoe 'erg' 100 DALY's zijn, zeker wanneer de grootte van de onderliggende populatie niet wordt beschouwd.

3.7 Sociale aspecten van de leefomgeving in relatie tot milieu en gezondheid

In de vorige paragrafen is vooral ingegaan op de nadelige invloed van fysieke omgevingsfactoren als geluid of luchtverontreiniging op de gezondheid. Sociale en psychologische factoren mogen echter niet buiten beschouwing blijven. In 2012 is in opdracht van de Gezondheidsraad hieraan een verkenning gewijd (Gezondheidsraad, 2012b).

In deze verkenning worden zowel de lokale, specifieke (enkelvoudige) omgevinggerelateerde bedreigingen met directe (acute) gevolgen voor de gezondheid als de risico's voor de volksgezondheid die het gevolg zijn van indirecte, meer diffuse belasting op verschillende ruimtelijke schaalniveaus benoemd. De effecten worden mede beïnvloed door sociale en economische factoren, die ongelijk verdeeld zijn over sociale groepen en regio's. Sommige buurten onderscheiden zich in ongunstige zin door de combinatie van zowel slechtere fysieke omstandigheden (meer verontreiniging, meer geluidsoverlast) als slechtere sociale omstandigheden (woningen van matige kwaliteit, hogere woningdichtheid, minder groen, lagere opleiding, meer vergrijzing, lager inkomen). Omgevingspsychologisch onderzoek laat zien dat omgevingsstressoren niet altijd hetzelfde op de gezondheid inwerken. Attitudes, verwachtingen, (milieu)gevoeligheid en verwerkingsstrategieën blijken ook een rol te spelen. De populatie is dus veel minder homogeen dan in de epidemiologie en de standaard gezondheidsberekeningen wordt aangenomen. Sociale determinanten als gevoelens van onveiligheid en vervreemding, van zich ongezond voelen en ontevredenheid met de (woon)situatie, dragen bij aan (ervaren) gezondheidsklachten. Er is een 'sociale epidemiologie' (sociaal gezondheidsonderzoek) nodig om de bijdrage van deze determinanten te kwantificeren. Centraal staat hierbij het gezondheidsbedreigende potentieel van psychologische stress die veroorzaakt wordt door de verstorende omstandigheden (omgaan met omstandigheden die de vermogens van de betreffende burgers te boven gaan of een gebrek aan sociale steun). Dergelijke stress kan pathogeen worden door aantasting van het neuro-endocriene systeem, maar kan ook aanleiding geven tot gezondheidsbedreigend gedrag via voedingspatronen, seksueel gedrag of het gebruik van stimulerende middelen of drugs. Lage zelfwaardering en een lage weerbaarheid zijn van invloed op gedrag en gezondheid.

In het licht van het groeiende besef van de noodzaak tot duurzame ontwikkeling richt de omgevings-psychologie zich steeds meer op de samenhang tussen het individu en zijn leefomgeving (individuele tevredenheid en objectieve leefomgevingskenmerken).

3.8 Fysieke veiligheid

Fysieke veiligheid bestrijkt een breed terrein en de afbakening is diffuus. Er worden steeds meer zaken onder deze algemene noemer geschaard. In de Strategie Nationale Veiligheid wordt fysieke veiligheid bijvoorbeeld breed opgevat als "het ongestoord functioneren van de mens in Nederland en zijn omgeving" (Tweede Kamer, 2006-2007). In dit rapport wordt het terrein begrensd tot waterveiligheid (bescherming tegen overstromingen) en omgevingsveiligheid (externe veiligheid).
Het meten van veiligheid is moeilijk doordat er een kleine kans is op het optreden van incidenten en de

(grote) gevolgen beperkt voorspelbaar zijn. Er zijn drie deeldomeinen aan de orde: schatting van de intrinsieke gevaren, (bijvoorbeeld waterbewegingen, golfhoogte, fysische, chemische, toxicologische eigenschappen), schatting van de systeemveiligheid (methoden van veiligheidsanalyse, onzekerheidsanalyse) en schatting van de procesveiligheid (veilig ontwerp, menselijk gedrag, veiligheidscultuur, organisatorische veerkracht). Normstelling heeft een directe relatie met de eerste twee deeldomeinen en een indirecte relatie met het laatstgenoemd deeldomein.

Waterveiligheid
Het huidige waterveiligheidsbeleid is in grote lijnen geënt op een risicobenadering die uitgaat van een objectivering van risico's in termen van kansen en schadeomvang. Deze risicobenadering richt de aandacht vooral op de kans dat een bepaalde overstroming zich voordoet. Door waterkeringen te bouwen of te versterken en zo de kans op overstroming te verlagen, zal (bij gelijkblijvende veronderstellingen over de schade die overstromingen teweegbrengen) de jaarlijkse schadeverwachting afnemen. Nederland stelt sinds de watersnoodramp van 1953 strenge eisen aan de bescherming tegen hoogwater in de vorm van normen voor primaire waterkeringen, vastgelegd in de Waterwet (2009). De hoogte van de normen is door de eerste Deltacommissie vastgesteld aan de hand van een globale analyse van (de verschillen in de) waarden van de te beschermen belangen achter de dijk, de schade die door het water wordt veroorzaakt en de mogelijkheid om de bevolking te evacueren. De norm is bepaald voor Zuid-Holland en vertaald naar andere gebieden. Slachtofferrisico's zijn niet expliciet meegenomen.

Deze eerste normen zijn vertaald in een overschrijdingskans waarin waterstand en dijk centraal staan. Een overschrijdingskans geeft de kans weer dat een bepaalde waterstand of golfhoogte wordt overschreden. Een overschrijdingskans van 1 op 1250 betekent dat een waterkering een waterstand moet kunnen weerstaan die gemiddeld eens in de 1250 jaar wordt overschreden.

Sinds de eerste adviezen en normstelling is er veel gebeurd. Kansen en gevolgen van een overstroming kunnen door nieuwe kennis inmiddels beter worden ingeschat.
Het sluipende en onzekere probleem van klimaatverandering zorgt voor een veranderd beeld van de overstromingsdreiging. De zeespiegel stijgt, de bodem daalt, rivieren moeten extreme afvoeren kunnen verwerken. De omvang en samenstelling van de Nederlandse bevolking is veranderd en de waarde van de fysieke leefomgeving en onze collectieve bezittingen is fors gestegen. Op basis van deze toename in waarde en omvang van de bevolking en vanwege de verwachte gevolgen van klimaatverandering, is aan het begin van deze eeuw besloten om het waterveiligheidsbeleid bij te stellen. De bestaande veiligheidsmaatregelen bij de grote rivieren bleken medio jaren negentig tweemaal ontoereikend voor een extreme waterafvoer. Met het programma Ruimte voor de Rivier worden gebieden door rivierverruiming in aanvulling op dijkverhoging beschermd tegen overstromingen.

Het nieuwe waterveiligheidsbeleid (Ministerie van IenM, 2014c) wordt meer dan het bestaande beleid gestoeld op een risicobenadering - door de overgang van overschrijdingskansen - naar overstromingskansen en door zich ook te richten op de gevolgen van overstroming voor mens en waarde. Basis van het beleid blijft de bescherming door dijken en duinen. Hiervoor worden nieuwe normen vastgesteld op basis van een minimaal beschermingsniveau, gericht op het beperken van het individuele overlijdensrisico ten gevolge van een overstroming. De jaarlijkse kans om te overlijden mag niet groter zijn dan 1 op de 100.000 per jaar (10^{-5}/jr). Dit is kleiner dan de kans om te overlijden ten gevolge van een verkeersongeval en vergelijkbaar met de overlijdenskans bij een incident bij bijvoorbeeld gebruik, opslag en vervoer van gevaarlijke stoffen in het domein van externe veiligheid waar 1 op de 1.000.000 per jaar (10^{-6}/jr) als maatstaf wordt gehanteerd, waarbij is aangenomen dat een mens aan niet meer dan tien bronnen wordt blootgesteld. Dit heeft te maken met de aard van de dreiging. Externe veiligheidsrisico's komen voort uit menselijk handelen en gelden als risico's waaraan relatief strenge eisen kunnen worden gesteld. Op basis van een maatschappelijke kosten-batenanalyse is inzichtelijk gemaakt dat de kosten van aanscherping van het beleid voor waterveiligheid naar een niveau van 10^{-6}/jr niet in verhouding staan tot de daarmee gerealiseerde vermindering van het slachtoffer- en schaderisico.

In aanvulling op het generieke beschermingsniveau worden extra strenge eisen gesteld aan de waterkeringen voor die gebieden waar de kans op grote aantallen slachtoffers (groepsrisico) en economische schade

zeer groot is. Locatiespecifieke verschillen in de sterkte van waterkeringen en het fysieke milieu zorgen voor verschillen in het overstromingsrisico, in de omvang van de gevolgen en daarmee voor ruimtelijke differentiatie in de normering. Daarbij geldt: hoe groter de gevolgen, hoe strenger het beschermingsniveau. Ook geldt extra bescherming voor de vitale functies en voorzieningen die tijdens en na een ramp cruciaal zijn voor een gebied, de regio of het land. Vaak zijn dit lokale maatregelen, gericht op het beschermen van deze functies. De eisen aan de waterkeringen zijn per dijktraject van het generieke beschermingsniveau afgeleid op basis van een nadere gebiedsgerichte analyse van groepsrisico's en schade.

Naast het verlagen van de kansen op een overstroming door het aanpassen van de keringen op basis van de nieuwe normen, beoogt het nieuwe waterveiligheidsbeleid ook negatieve gevolgen te beperken door maatregelen in de ruimtelijke inrichting en door verbetering van de rampenbeheersingsplannen. Hiervoor zijn nog geen concrete doelen gesteld.

Omgevingsveiligheid (externe veiligheid)
Aanvankelijk kende het veiligheidsbeleid een streng voorzorgsprincipe waarbij afstand werd gehouden tussen gevaarlijke activiteiten en woonbebouwing, zodat in geval van een incident geen dodelijke slachtoffers zouden vallen. Het meest prille begin hiervan is terug te vinden in de routering van schuiten met buskruit na de buskruitramp in Leiden in 1807, in oorsprong dus effectgericht beleid. Vanwege de beperkte beschikbare ruimte in Nederland was dit beleid onhoudbaar: met een toenemende industrialisering en een toenemende bevolking werd dit een te grote aanspraak op de ruimte en dus onbetaalbaar. Daarom is in het zoneringsbeleid, als onderdeel van het veiligheidsbeleid, een noodzaak gekomen om niet alleen het effect van een ongeval in beschouwing te nemen, maar ook de bijbehorende kans. Daarmee wordt dit beleid, dat de naam externe veiligheidsbeleid heeft meegekregen, probabilistisch beleid. Het doel van het externe veiligheidsbeleid is het tot een aanvaardbaar minimum beperken van risico's ten gevolge van productie, gebruik, opslag en transport van gevaarlijke stoffen, voor burgers in hun leefomgeving.

Het genoemde aanvaardbaar minimum is gebaseerd op een afweging van veiligheid, economische belangen en ruimtelijke ontwikkelingen. In de nota Omgaan met Risico's was hierbij nog sprake van een afwegingsruimte tussen een verwaarloosbaarheidsniveau en een onaanvaardbaarheidsniveau. Het verwaarloosbaarheidsniveau is in 1992 door de Tweede Kamer met het aannemen van de motie van Esselink en Feenstra verlaten, argumenterend dat via het ALARA-principe[16] de risico's verder zouden worden ingeperkt. Hierna is de focus komen te liggen op het onaanvaardbaarheidsniveau van het risico: vanuit de andere belangen, normen en verplichtingen is er druk op de ruimte om deze op te vullen tot aan de grens van het overgebleven niveau. Het eerdere onaanvaardbaarheidsniveau is hiermee gelijkgeschakeld met een aanvaardbaar minimum beschermingsniveau.

Met de norm van een sterftekans van 10^{-6} per jaar voor het plaatsgebonden (voorheen: individueel) risico, wordt een maximaal toelaatbaar risico (MTR), of minimum beschermingsniveau, gesteld voor de (burgers in de) omgeving van een afzonderlijk(e) transportas, tracé of bedrijf. Activiteiten met gevaarlijke stoffen moeten zodanig worden uitgevoerd dat het restrisico voor de omgeving tot deze waarde beperkt blijft. Zoals hierboven al aangegeven, zou de toepassing van het ALARA-principe, mede in de afweging met andere relevante beleidsdoelen, kunnen leiden tot een verdere beperking van de risico's beneden het MTR-niveau. In deze grenswaarde voor het plaatsgebonden risico is wel de notie begrepen dat individuen aan meer risico's tegelijk worden blootgesteld.

De normstelling voor het plaatsgebonden risico heeft een doorwerking gekregen per locatie, dus per bedrijf, transportroute of tracé en is gekoppeld aan vergunningen, algemene regels of concessies voor het uitvoeren van activiteiten met gevaarlijke stoffen. Naar de te beschermen omgeving toe wordt geen rekening gehouden met cumulatie van risico's door de aanwezigheid van meerdere bedrijven of een combinatie van bedrijven en transportassen. De beperking van de risico's voor burgers is uitgewerkt richting het (in meer of mindere mate) wel of niet beschermen van typen objecten of locaties. De invulling van het beleid heeft zich hiermee vooral gericht op het bieden van een instrument voor de ruimtelijke ordening. Aan de hand van

[16] As Low As Reasonably Achievable, dat is: zo laag als redelijkerwijze haalbaar is.

vastgestelde rekenmethodieken worden via ongevalsscenario's, effectmodellen en dosis-effectrelaties de letale effecten in de omgeving berekend. In combinatie met de kans op optreden en gecumuleerd over alle scenario's leidt dit tot een risicolandschap waar iso-risicocontouren per activiteit aangeven wat de hoogte van het (plaatsgebonden) risico op een locatie is.
In het geval dat een groep burgers risico ondervindt van blootstelling aan een agens of van een activiteit, moet worden gelet op het totale effect in de omgeving. Dit groepsrisico is gedefinieerd voor ten minste een gelijktijdig optreden van 10 of meer doden in een groep in de omgeving van een bron. Voor bedrijven wordt een kans op een incident met een omvang van 10 of meer doden van eenmaal in de honderdduizend jaar als oriëntatiewaarde aangehouden (10^{-5} per jaar). Bij een omvang van 100 of meer doden wordt de bijbehorende kans 10^{-7} per jaar. Aan grotere gevolgen van gebeurtenissen moet een zwaarder gewicht worden toegekend[17]. In die gevallen is sprake van een zekere maatschappelijke ontwrichting. Het groepsrisico kent geen harde norm maar een verantwoordingsplicht, waarbij het bevoegd gezag in het kader van de Wet milieubeheer de hoogte van het groepsrisico moet verantwoorden, rekening houdend met de andere in het geding zijnde belangen.

[17] Een n-maal groter gevolg moet corresponderen met een n^2 kleinere kans.

4 Bestaande normstelling nader bezien

4.1 Inleiding

Normstelling voor de omgevingskwaliteit past in het generieke overheidsbeleid om gezondheids- en veiligheidsrisico's te beheersen.

Leeswijzer
In dit hoofdstuk analyseren we de onderbouwing van de (generieke) normstelling voor de omgevingskwaliteit en de betekenis hiervan voor het doen van uitspraken over de gezondheid of veiligheid. Eerst behandelen we hoe gezondheidskundige advieswaarden wetenschappelijk worden onderbouwd en hoe deze in het beleid worden omgezet naar normen. Vervolgens analyseren we de bestaande normen: welke factoren hebben allemaal invloed op de uiteindelijke invulling? Aanvullend lichten we toe dat de schatting van de gezondheidseffecten beperkt rekening houdt met cumulatie van blootstelling en dat binnen (methodologische) grenzen rekening wordt gehouden met hoogrisicogroepen. Daarna behandelen we het wetenschappelijk up-to-date houden van normen. Dit hoofdstuk eindigt met conclusies over de bestaande normstelling.

In het bijlagenrapport 'Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet. Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit (Roels *et al.*, 2014) hebben we relevante aspecten in de afleiding van de in dit rapport centraal staande normen voor de omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid op een rij gezet. In Tabel 3 (voor normen gericht op gezondheid) en Tabel 4 (voor normen gericht op veiligheid) vatten we de hoofdlijn daarvan samen, zonder de pretentie volledig te zijn. Tabel 3 en Tabel 4 zijn los bijgevoegd.

Kernboodschappen
- Er is een grote diversiteit in de normen voor de omgevingskwaliteit, waardoor het zicht op de betekenis van overschrijding of onderschrijding van de norm wordt bemoeilijkt. Tabel 3 geeft een schematische duiding van de gezondheidseffecten bij tijdelijke overschrijding van de norm;
- Normen zijn tot stand gekomen in de sectorale ontwikkeling van wet- en regelgeving en de internationale afspraken over de wetenschappelijke onderbouwing en de beleidsuitvoering. Deze verschillen in herkomst en internationale juridische verankering zorgen ervoor dat harmonisatie een langdurig proces zal zijn;
- De normen voor de omgevingskwaliteit zijn overwegend gedegen wetenschappelijk onderbouwd, maar

Tabel 3 Overzicht normen voor de omgevingskwaliteit gericht op gezondheid

Compartiment/ onderwerp	Waar gaat het over?	Normtypen	Vereiste actie/doel	Europees/ Nationaal/ Lokaal	Aantallen normwaarden	Beschermdoel	Beschermingsniveau	Gezondheids-effecten bij tijdelijke en geringe overschrij-ding van de norm[1]	Onderbouwing wetenschappelijk/ maatschappelijk	Opmerking
Oppervlakte-water	Chemische en ecologische toestand van oppervlakte-water, concentraties van chemische stoffen en fysisch-chemische en biologische parameters	Richtwaarden: Jaargemiddelde Milieu-kwaliteitsnorm (JG-MKN) en Maximaal Aanvaardbare Concen-tratie (MAC-MKN)	Binnen termijn, voor zover mogelijk, bereiken	EU, verankering in NL	Ca. 30 chemische stoffen	Gezondheid (via eten van vis/ schaaldieren) ecosysteem (direct en doorvergiftiging)	Gezondheid: visconsumptie mag ten hoogste leiden tot inname van 10% van MTR_{humaan}[2] of voor genotoxisch carcinogenen[3] VR_{humaan}[2] Ecosysteem: geen nadelige effecten (MTR_{eco}[4] of gelijkwaardig)	Onwaarschijnlijk	Epidemiologisch en toxicologisch, gedegen wetenschappelijk, in principe geen maatschappelijke afwegingen (er zijn echter uitzonderingen)	Worst-case aanname voor blootstelling van mensen via visconsumptie
		Indicatorwaarden (JG-MKN en MAC-MKN)	Te gebruiken bij toet-sing meet-gegevens, bij vergunningverlening en bij herziening toelating gewasbe-schermingsmiddelen	NL (vanwege EU wetgeving)	Ca. 160 chemische stoffen (ca. 90 vanaf 2015)			Onwaarschijnlijk	Veelal toxicologisch, gedegen wetenschappelijk, in principe geen maatschappelijke afwegingen	
		Beleidsmatig vast-gestelde JG-MKN, MAC-MKN, MTR, VR		NL	>500				Veelal toxicologisch, deels gedegen wetenschappelijk/deels indicatief, in principe geen maatschappelijke afwegingen	
Zwemwater	Geschiktheid opper-vlaktewater van officiële zwemlocaties om in te zwemmen, hoeveelheid bacteriën	Fecale indicatoren; 4 klassen: slecht, aan-vaardbaar, goed, uitstekend	Bij slechte waterkwaliteit maatregelen nemen om in de klasse 'aanvaardbaar' te komen; in 2015 alle locaties ten minste klasse 'aanvaardbaar"; maatregelen gericht op toename aantal locaties met klasse 'goed/uitstekend"	EU, verankering in NL	2 fecale indicatoren (=2 typen bacteriën)	Gezondheid (voor-kómen van maag-darmklachten bij zwemmers in oppervlaktewater)	Gericht op de algemene populatie; klassen geven indruk van historische zwem-waterkwaliteit (over periode van 4 jaar) en geven indicatie van het risico op maagdarmklachten als gevolg van zwemmen	Van waarschijnlijk	Epidemiologisch, gebaseerd op metingen van afgelopen 4 bad-seizoenen, mede het resultaat van onderhandelingen binnen de EU	Aanvullend is er een 'blauwalgen-protocol' ter voorkoming van gezondheids-effecten van blauwalgen
		Grenswaarden voor individuele monsters	Nieuwe bemonstering uitvoeren					tot mogelijk tot onwaarschijnlijk		
Drinkwater-bronnen	Kwaliteit van opper-vlaktewater op drink-waterinnamepunten, concentraties van chemische stoffen en fysisch-chemische parameters	Richtwaarde	Resultaatverplichting; geldt als milieukwaliteitseis; indien niet haal-baar beroep doen op uitzonderings-mogelijkheden Kaderrichtlijn water	EU en NL (op basis van EU wetgeving)	Ca. 30 chemische stoffen en ca. 10 (fysisch) chemische parameters	Gezondheid	Onbekend (van voor 1975), vermoedelijk deels voorzorg	Onbekend doch vermoedelijk onwaarschijnlijk	Veelal onbekend, waarschijnlijk voorzorgsbeginsel in combinatie met beleving en meewegen ecosysteem-effecten, rekening houdend met zuiveringstechnieken	Herzienings-proces normen loopt
		Streefwaarde	Inspanningsverplichting; beleid voeren om waarde te halen		Ca. 30 chemische stoffen en ca. 10 (fysisch) chemische parameters					
		Kwaliteitseisen (in Dw regeling)	Meldplicht drinkwaterbedrijf; ontheffing vragen voor inname water		Stoffen en ca. 10 (fysisch) chemische parameters					
	Kwaliteit van grondwater als bron van drinkwater (gebruikt normen uit Dw besluit als uitgangspunt), concentraties van chemische stoffen, fysisch-chemische parameters en bacteriën	Kwaliteitseis drinkwater	Voldoen aan eis; anders direct onderzoek, informeren toezicht-houder en afnemers, herstelmaat-regelen	EU en NL (op basis van EU wetgeving)	Ca. 30 (groepen) chemische stoffen en 7 bacteriële parameters	Gezondheid, beleving (smaak, kleur, geur)	Voor stoffen: veilige dosis, veelal rekening houdend met inname van ten hoogste 10% van MTR_{humaan}[2] of soortgelijke waarde, soms ook gebaseerd op voorzorg; uitzondering is bromaat: norm factor 10 hoger vanwege toepassing voor ontsmetting; Microbiologisch: infectierisico van 1 op 10.000 personen per jaar	Onwaarschijnlijk	Epidemiologisch en toxicologisch, gedegen wetenschappelijk (WHO) in combinatie met voorzorg	
		Indicatorwaarde drinkwater	Bij overschrijding nader onderzoek, informeren toezichthouder		Ca. 30 (fysisch) chemische en bacteriële parameters			Mogelijk (voor bromaat)		
		Streefwaarde	Basis voor maatregelen in grondwaterbeschermingsgebieden							
Lucht	Buitenluchtkwaliteit, concentraties van chemische stoffen en stofdeeltjes	Grenswaarde	Resultaatverplichting, moet binnen termijn worden bereikt en mag daarna niet meer worden overschreden	EU, verankering in NL	Per stof 1 tot 4 norm-waarden (deels tijds-afhankelijk) ca. 10 stoffen en 2 fijnstoffracties (PM10, PM2,5)	Gezondheid en/of ecosysteem/land-bouw/economie	Gezondheid: zo mogelijk veilige dosis (behalve waar geen veilige waarde is aan te geven, zoals fijnstof, ozon, benzeen), haalbaarheid weegt mee, normen voor fijnstof en ozon ver boven MTR_{humaan}[2]. Ecosysteem/landbouw/economie: zo mogelijk geen nadelige effecten	Waarschijnlijk	Epidemiologisch en toxicologisch, gedegen wetenschappelijk voor o.a. fijnstof, ozon en stikstof-dioxide: gebruik van epidemiologie en toxicologie mens; haalbaarheid (technisch, politiek) meegewogen	Geen 'veilig niveau' mens voor fijnstof, ozon, benzeen en PAK
		Streefwaarde	Inspanningsverplichting, binnen termijn voor zover mogelijk bereiken							
		Langetermijn-doelstelling	Voor zover mogelijk bereiken; geen termijn							
		Informatiedrempel	Fijnstof en ozon: waarschuwen gevoelige groepen, smog-regeling			Gezondheid	Gezondheidsrisico voor bijzonder kwetsbare bevolkingsgroepen bij kortstondige blootstelling	Waarschijnlijk	Gedegen wetenschappelijk gebruik van epidemiologie en toxicologie mens; haalbaarheid (technisch, politiek) meegewoge	
		Alarmdrempel	Fijn stof, zwaveldioxide, stikstof-dioxide, ozon: waarschuwen bevolking en maatregelen industrie en verkeer (smogregeling)			Gezondheid	Gezondheidsrisico voor algemene bevolking bij kortstondige blootstelling	Waarschijnlijk		
		Beleidsmatig vastgestel-de MTR (=TCL: Toelaat-bare concentratie in lucht) en VR	Risicopreventie: toepassing in stoffenbeleid (bijvoorbeeld voor Zeer Zorgwekkende Stoffen) en bij vergunningverlening	NL	> 200 chemische stoffen	Gezondheid en/of ecosysteem	Gezondheid: MTR_{humaan}[2] en VR_{humaan}[2]; Ecosysteem: geen nadelige effecten (MTR_{eco}[4] of gelijkwaardig)	Onwaarschijnlijk en/of mogelijk	Veelal toxicologisch, merendeels indicatief	Gezondheidseffec-ten mogelijk van-wege indicatieve onderbouwing
		Afstandsgrens	Voorkomen vestiging gevoelige bestemmingen dichtbij emissiebron luchtverontreiniging	NL, lokale waarden mogelijk	2 afstanden, 3 typen bestemmingen	Gezondheid	Conform beschermingsniveau grenswaarde	Waarschijnlijk	Verspreidingsmodellen	
Bodem en grondwater	Kwaliteit bodem, water-bodem en grondwater, concentraties van chemi-sche stoffen, gericht op sanering (opheffen risico's bodemverontreiniging) of grond- en bagger-verzet (verplaatsen en her-gebruiken van bodem-materiaal)	Streefwaarde (grond-water) en achtergrond-waarde (bodem)	Verschil maken tussen schone en verontreinigde bodem of grond-water, hieronder geen regels; kunnen dienen als terugsaneerwaarde bij sanering	NL	Ca. 100 chemische stoffen en stofgroepen voor droge bodem en idem voor grond-water (dus ca. 200 normen)	Gezondheid en ecosysteem	VR_{eco}, achtergrondwaarden	Onwaarschijnlijk	Merendeels gedegen wetenschap-pelijk, grotendeels toxicologisch, deels epidemiologisch en deels op basis van concentraties in het milieu (achtergrondwaarde, maximale waarde klasse A), ook nog normen op basis van expert judgement; er zijn diverse inhoudelijke updates geweest (vooral voor bodem, minder voor grondwater); met diverse beleids-keuzes (via werkgroep beleid-wetenschap)	Sommige inter-ventie-waarden beschermen onvoldoende bij gebruik van de bodem als moes-tuin; normen betreffen het standaard (normaal) gebruik van de bodem en het grondwater; voor gevoelige gebruiksvormen of situaties geldt een strenger regiem
		Interventiewaarde droge bodem en interventiewaarde grondwater	Nagaan of er sprake is van 'ernstige verontreiniging', zo ja verder onderzoek en aantekening in kadaster	NL	Ca. 100 chemische stoffen en stofgroepen voor droge bodem en idem voor grond-water (dus ca. 200 normen)	Gezondheid en ecosysteem	Gezondheid: MTR_{humaan}[2] (asbest circa 10^{-5} per leven); voor lood en carcinogenen is er geen veilige waarde aan te geven, maar wel een acceptabele risicogrens, houdt geen rekening met achtergrond-blootstelling. Ecosysteem: ernstig risiconiveau[5]	Onwaarschijnlijk (als ecologische risico's de norm bepalen) Mogelijk (voor lood en vinyl-chloride en ook als humane risico's de norm bepalen)		
		Saneringscriterium voor bodem en grondwater	Nagaan of 'met spoed' moet worden gesaneerd			Gezondheid en hinder en verspreiding, ecosysteem	Gezondheid: MTR_{humaan}[2]; voor lood en carcino-genen is er geen veilige waarde aan te geven, maar wel een acceptabele risicogrens, houdt geen rekening met achtergrondblootstelling. Ecosysteem: ernstig risiconiveau[5]	Mogelijk (niet uit te sluiten)		
		Maximale waarde wonen en industrie en risicotoolbox voor de droge bodem	Reguleren van grond- en bagger-verzet; kunnen dienen als terugsaneerwaarden bij sanering	NL (regionale waarden mogelijk)	Ca. 100 chemische stoffen en stofgroepen; 2 bodem-functie-klassen (dus ca. 200 normen)	Gezondheid, eco-systeem, landbouw-kundige producten (via risicotoolbox)	Gezondheid: MTR_{humaan}[2] of voor genotoxisch carcinogenen VR_{humaan}[2] (asbest circa 10^{-5} per leven), houdt rekening met achtergrondblootstelling. Ecosysteem: afhankelijk van bodemfunctie middenniveau en ernstig risiconiveau Landbouwkundige producten: landbouwkundige criteria	Onwaarschijnlijk		
		Maximale waarde klasse A en B	Reguleren grond- en baggerverzet en verspreiden bagger in opper-vlaktewater	NL	Ca. 110 chemische stoffen; 2 klassen (dus ca. 220 normen)	Gezondheid, ecosysteem	Gezondheid: klasse A: onbekend, klasse B: MTR_{humaan}[2], maar blootstelling mens aan water-bodem is laag. Ecosysteem: klasse A: onbekend, klasse B: ernstig risiconiveau	Onwaarschijnlijk		
Grondwater	Verbeteren en herstellen van de goede chemische toestand in alle grondwaterlichamen	Drempelwaarde en grondwater-kwaliteitsnorm	Nagaan of sprake is van goede chemische kwaliteit	EU en NL (op basis van EU wetgeving)	7 chemische stoffen en 1 stofgroep (pesticiden)	Gezondheid en ecosysteem	Gezondheid: veilige toelaatbare dosis, op basis van het gebruik van grondwater voor drinkwater met een blootstelling van ten hoogste 10% van MTR_{humaan}[2] of soortgelijke waarde, soms ook gebaseerd op voorzorg Ecosysteem: MTR_{eco}[4] (of JG-MKN) voor directe ecotoxiciteit	Onwaarschijnlijk	Gedegen, met diverse beleidskeuzes (50% 'opslagpercentage' van de normen); soepele toetsing N-totaal	Verbeteringen zijn voorzien
Geluid	Geluidbelasting van weg-, rail- en vliegverkeer, op industrieterreinen en van windturbines	Voorkeurswaarde voor geluidbelasting op de gevel	Voorkeurswaarde is een inspan-ningsverplichting, maximale waarde is een resultaatsverplichting; niet overschrijden van maximale waarde voor geluidbelasting en goede bestuurlijke afweging in de band-breedte tussen de voorkeurswaarde en de maximale waarde; gebruikt voor onder andere vergunning-verlening en saneren bestaande situaties	NL (normen) en EU (rapportage verplichting EU richtlijn Omgevings-lawaai)	Ruim 30 normwaarden (onder andere 3 type normen; 5 toepassings-gebieden; 1 maal gemiddeld dag-avond-nacht en 1 maal nacht)	Gezondheid, hinder en omgevings-kwaliteit	Geen ernstige hinder (0%) bij mens is maatschap-pelijk niet haalbaar; bestuurlijke afweging leidt tot ernstige hinderpercentages bij voorkeurswaarde in de orde van 2 tot 3%, afhankelijk van het type geluidbron	Waarschijnlijk	Gedegen; naast gezondheids-kundige spelen ook haalbaarheids-overwegingen (economisch, technisch, maat-schappelijk) een belangrijke rol; niet aan te geven welke over-wegingen in welke mate zijn meegewogen	Tussen de voor-keurswaarde en maximale waarde verhoogd risico op cardio-vasculaire effecten (recente inzichten), onder voorkeurswaarde hinder en slaap-verstoring mogelijk
		Maximale waarde voor geluidbelasting op de gevel (aanvullende binnenwaarde voor geluidbelasting bij hogere geluidbelastin-gen op de gevel)					Bestuurlijke afweging leidt tot ernstige hinderpercentages bij maximale waarde in de orde van 16%; voor windturbinegeluid leidt de maximale waarde tot 9% ernstig gehinderden	Waarschijnlijk		
Geur Bedrijven, niet-veehouderijen	Voorkomen van onaan-vaardbare geurhinder	Maximaal aanvaardbare geurbelasting voor bestaande en nieuwe situaties	Bereiken aanvaardbaar hinder-niveau, gebruik in vergunning-verlening, lokale invulling door bevoegd gezag	NL, lokale invulling	Ca. 25	Gezondheid	Geen ernstige hinder bij mens (= maximaal 3% ernstig gehinderden), voor nieuwe situaties zijn de normen strenger dan voor bestaande	Mogelijk	Indicatief, beperkt aantal situaties onderzocht op hinderbeleving (leefsituatieonderzoek); ook economische en technische haalbaarheid spelen een rol	Ook onder aan-vaardbare geur-belasting niveaus kan ernstige hinder optreden

[1] Er zijn 3 klassen gekozen: waarschijnlijk (bij aangetoonde gezondheidseffecten), mogelijk (bij mogelijke gezondheidseffecten (dit kan onzeker zijn)) en onwaarschijnlijk (bij naar verwachting geen gezondheidseffecten).

[2] Zie ook paragraaf 3.4. Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens (MTR_{humaan}) is gelijk gesteld aan de gezondheidskundige maximaal toelaatbare dagelijkse inname (inhalatoir, oraal of dermaal). Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) is het MTR_{humaan} gelijk aan de concentratie waarbij de kans op sterfte voor de mens kleiner is dan 10^{-6} per jaar. Dit is gelijk aan 10^{-4} per leven. Het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR_{humaan}) is gelijkgesteld aan 1/100 van het MTR_{humaan} en is voor genotoxisch carcinogenen dus 10^{-8} per jaar of 10^{-6} per leven.

[3] De KRW hanteert voor het berekenen van de JG-MKN voor genotoxisch carcinogenen een risicogrens van 10^{-6} per leven; een JG-MKN die is gebaseerd op de humane route is dus gerelateerd aan hetzelfde beschermingsniveau als het Nederlandse VR_{humaan}.

[4] Het MTR_{eco} is gedefinieerd als het niveau waar beneden 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem zijn beschermd; door wijzigingen in de methodiek is het onder de KRW niet (altijd) mogelijk om de JG-MKN direct te koppelen aan het percentage potentieel aangetaste soorten, maar er wordt aangenomen dat het beschermingsniveau voor ecosystemen ten minste gelijk is aan het 'oude' MTR_{eco}.

[5] Het Ernstig Risiconiveau voor ecosystemen (ER_{eco}) is gedefinieerd als de concentratie waarbij 50% van de potentieel aanwezige soorten of bodemprocessen schade ondervindt.

Tabel 3 Overzicht normen voor de omgevingskwaliteit gericht op gezondheid (vervolg)

Compartiment/ onderwerp	Waar gaat het over?	Normtypen	Vereiste actie/doel	Europees/ Nationaal/ Lokaal	Aantallen normwaarden	Beschermdoel	Beschermingsniveau	Gezondheids-effecten bij tijdelijke en geringe overschrij-ding van de norm[1]	Onderbouwing wetenschappelijk/ maatschappelijk	Opmerking
Geur Veehouderijen	Voorkómen van onaan-vaardbare geurhinder	Maximaal toegestane geurbelasting in: • concentratiegebied, binnen en buiten bebouwde kom • niet-concentratie-gebieden, binnen en buiten bebouwde kom bandbreedte (waarden onder en boven de maximaal toegestane geurbelasting	Bereiken aanvaardbaar hinder-niveau, lokaal bepaalde waarde voor geurbelasting mag niet worden overschreden; lokale invulling door bevoegd gezag aan de hand van bandbreedten	NL, lokale invulling	4	Gezondheid	Geen overmatige hinder bij mens, percentage hinder bij maximaal toegestane geurbelasting ligt op ca. 10% (binnen bebouwde kom – ca. 30% (buiten bebouwde kom); bovenkant bandbreedte: ca. 25 – 45% hinder; normen zijn soepeler dan voor niet-veehouderijen	Mogelijk[6]	Normen gebaseerd op vroegere bestaande situaties economische en technische haalbaarheid meegenomen; maatwerk mogelijk op basis van standaard rekenmodellen voor geurbelasting in combinatie met hinderbeleving (leefsituatieonderzoek)	Ook onder maximaal toegestane geurbelasting kan ernstige hinder optreden
		Minimaal vereiste af-stand binnen en buiten bebouwde kom (voor dieren waar maximaal toegestane geurbelas-ting niet toepas-baar is)	Bereiken aanvaardbaar hinderniveau		2					

[6] Vanwege het percentage hinder zou ook kunnen worden gekozen voor 'waarschijnlijk'. Het verband tussen geur en gezondheid is echter slechts beperkt onderbouwd en minder duidelijk dan het verband tussen geluid en gezondheid.

Tabel 4 Overzicht normen voor de omgevingskwaliteit gericht op veiligheid

Compartiment/ onderwerp	Waar gaat het over?	Normtypen		Vereiste actie/doel	Europees/ Nationaal/ Lokaal	Aantallen normwaarden	Beschermdoel	Beschermingsniveau	Gezondheids-effecten voor de mens bij (tijdelijke) overschrijding van de norm	Onderbouwing wetenschappelijk/ maatschappelijk	Opmerking
Externe veiligheid (inrichtingen)	Bescherming van (groepen) van omwonenden tegen ongevallen met gevaarlijke stoffen	Plaatsgebonden risico:	Grenswaarde	Resultaatsverplichting kwetsbare objecten	NL	2	Gezondheid: acute sterfte (overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval)	10^{-6} per jaar (grens- en richtwaarde)	Risico's nemen toe	Wetenschappelijke basis voor norm, normhoogte politiek bepaald (pragmatisch haalbaar en betaalbaar)	Bij ongevallen kunnen ook dodelijke slachtoffers vallen in gebieden onder de norm
			Richtwaarde	Inspanningsverplichting beperkt kwetsbare objecten							
		Groepsrisico: oriëntatiewaarde		Verantwoordingsplicht				>10 doden: 10^{-5} per jaar >100 doden: 10^{-7} per jaar >1000 doden: 10^{-9} per jaar	Risico's nemen toe		
Externe veiligheid (transport en buisleidingen)	Bescherming van (groepen) van omwonenden tegen ongevallen met gevaarlijke stoffen	Plaatsgebonden risico:	Grenswaarde	Resultaatsverplichting kwetsbare objecten	NL	2	Gezondheid: acute sterfte (overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval)	10^{-6} per jaar (grens- en richtwaarde)	Risico's nemen toe		
			Richtwaarde	Inspanningsverplichting beperkt kwetsbare objecten							
		Groepsrisico: oriëntatiewaarde		Verantwoordingsplicht				Per kilometer transportroute of buisleiding: >10 doden: 10^{-4} per jaar >100 doden: 10^{-6} per jaar >1000 doden: 10^{-8} per jaar	Risico's nemen toe		
Ontplofbare stoffen voor civiel gebruik	Bescherming van (groepen) van omwonenden tegen ongevallen met ontplofbare stoffen	Effectgerichte veiligheids-afstanden	Grenswaarde	Resultaatsverplichting nieuwe inrichtingen	NL	3 typen veilig-heidsafstanden (ABC-zonering) in meerdere tabellen; 2 normwaarden voor risico's	Gezondheid: acute sterfte (overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval)	Kans op overlijden bij een ongeval: A-zone: enkele procenten B-zone: kleiner dan 1% C-zone: veel kleiner dan 1%	Kans op slacht-offers neemt toe	Wetenschappelijke basis voor de norm, normhoogte is politiek bepaald	Voor nieuwe inrichtingen moet altijd aan de veiligheids-afstanden worden voldaan; indien voor bestaande inrichtingen niet kan worden voldaan aan de veiligheids-afstanden, dan moet voldaan worden aan de risiconormen
			Richtwaarde	Inspanningsverplichting bestaande inrichtingen							
		Plaatsgebonden risico	Grenswaarde	Resultaatsverplichting bestaande inrichtingen en transport: kwetsbare objecten				10^{-6} per jaar (grens- en richtwaarde)	Risico's nemen toe		
			Richtwaarde	Inspanningsverplichting bestaande inrichtingen en transport: beperkt kwetsbare objecten							
		Groepsrisico: oriëntatiewaarde		Verantwoordingsplicht				Inrichtingen: >10 doden: 10^{-5} per jaar >100 doden: 10^{-7} per jaar >1000 doden: 10^{-9} per jaar Per kilometer transportroute: >10 doden: 10^{-4} per jaar >100 doden: 10^{-6} per jaar >1000 doden: 10^{-8} per jaar	Risico's nemen toe	Wetenschappelijke basis voor de norm, normhoogte is politiek bepaald (in aansluiting op Externe veiligheid voor inrichtingen en transport)	
Vuurwerk	Bescherming van (groepen) van omwonenden tegen ongevallen met vuurwerk en toeschouwers bij evenementen met professioneel vuurwerk	Effectgerichte veiligheidsafstanden (opslag, bewerking en afsteken): grenswaarde		Resultaatsverplichting	NL	Meerdere tabellen (per gevarensub-klasse) met veiligheids-afstanden; 2 normwaarden voor risico's	Gezondheid: acute sterfte (overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval)	Opslag en bewerking: kans op overlijden bij een ongeval < 1%; afsteken van professioneel vuurwerk: kans op overlijden van omstander bij een ongeval < 0,1%	Kans op slachtoffers neemt toe	Wetenschappelijke basis voor de norm, normhoogte is politiek bepaald.	
		Plaatsgebonden risico (transport)	Grenswaarde	Resultaatsverplichting kwetsbare objecten				10^{-6} per jaar (grens- en richtwaarde)	Risico's nemen toe	Wetenschappelijke basis voor de norm, normhoogte is politiek bepaald (in aansluiting op Externe veiligheid voor inrichtingen en transport)	
			Richtwaarde	Inspanningsverplichting beperkt kwetsbare objecten							
		Groepsrisico (transport): oriëntatiewaarde		Verantwoordingsplicht				Per kilometer transportroute: >10 doden: 10^{-4} per jaar >100 doden: 10^{-6} per jaar >1000 doden: 10^{-8} per jaar	Risico's nemen toe		
Waterveiligheid (vigerende wetgeving)	Bescherming van Nederland tegen overstromingen bij primaire keringen	Overschrijdingskans van vastgestelde waterstand		Resultaatsverplichting	NL	6	Beperking van economische schade ten gevolge van een overstroming	Per aangewezen gebied geldt een overschrijdingskans van: 1. 1 keer per 10.000 jaar (kust Noord en Zuid-Holland) 2. 1 keer per 4000 jaar (overige kustgebieden) 3. 1 keer per 2000 jaar (overgangsgebieden) 4. 1 keer per 1250 jaar (rivierengebied) 5. 1 keer per 500 jaar (deel Limburgse Maas) 6. 1 keer per 250 jaar (resterende deel Limburgse Maas)	Hoewel norm-stelling niet is gebaseerd - op gezondheids-risico's is er wel een negatief effect m.b.t. het aantal slachtof-fers bij over-schrijding van de norm	Oorspronkelijk: afweging van de economische kosten van het nemen van maatregelen versus de schade bij een overstroming o.b.v. kosten-batenanalyse weten-schappelijke basis voor de norm voor de overschrijdingskans; de keuze voor de vastgestelde waterstand is mede een politiek/ bestuurlijke (met name relevant voor rivierengebied)	In de huidige normen wordt niet gekeken naar slachtoffers of natuurschade
Waterveiligheid (voorgenomen wetgeving)	Bescherming van Nederland tegen overstromingen bij primaire keringen	Beschermingsniveaus gericht op faalkansen van een waterkering		Resultaatsverplichting/ minimaal beschermingsniveau per individu (10^{-5})	NL	6	Beperking van de kans op overlijden als gevolg van een over-stroming en (daar-mee) ook de omvang van de economische schade en de verstoring van het dagelijks leven	Per aangewezen dijktraject geldt een faalkans van: 1. 1 keer per 100.000 jaar 2. 1 keer per 30.000 jaar 3. 1 keer per 10.000 jaar 4. 1 keer per 3000 jaar 5. 1 keer per 1000 jaar 6. 1 keer per 300 jaar Faalkansen worden aangescherpt bij: grote groepen slachtoffers en/of veel economische schade en/of ernstige schade van uitval van vitale infrastructuur	Risico's nemen toe	Wetenschappelijke basis voor de norm voor de overschrijdingskans; minimaal beschermingsniveau (10^{-5}) is afgestemd op het beschermingsniveau behorende bij de norm voor het plaatsgebonden risico binnen het domein externe veiligheid; normhoogtes worden uiteindelijk politiek vastgesteld	Voorgenomen beleid voor bewoning binnen de dijkringen
Luchtvaart	Bescherming van omwonenden tegen ongevallen met vliegtuigen en helikopters	Plaatsgebonden risico		Sloopzone: resultaatsverplichting	NL	3	Gezondheid: acute sterfte (overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval)	Op basis van plaatsgebonden risicocontour van 10^{-5} per jaar	Risico's nemen toe, ook voor het luchtverkeer	Wetenschappelijke basis voor de norm; de normhoogte en vrijheid binnen de norm zijn politiek bepaald	Bewoners binnen de beperking en gebieden op basis van het plaats-gebonden risico hebben een blijfrecht
				Nieuwbouwbeperkingen				Op basis van plaatsgebonden risicocontour van 10^{-6} per jaar	Risico's nemen toe		
		Totaal risico gewicht		Resultaatsverplichting			Geen één-op-één-koppeling met bescherming van de omgeving	Beperking totale risicobelasting ten gevolge van het luchthavenverkeer per luchthaven	N.v.t.	Eenvoudige rekenkundige maat; de normhoogte wordt per luchthaven politiek/bestuurlijk vastgelegd	

voor verschillende normen lijkt een wetenschappelijke actualisatie geboden;
- De normen voor de omgevingskwaliteit zijn per agens of bron afzonderlijk vastgesteld. Met cumulatie van blootstelling en van gezondheidseffecten wordt in de normstelling en/of de locatiespecifieke beoordeling nog onvoldoende rekening gehouden.

4.2 Normstellingmethodologie en beleidsmatige inkadering

4.2.1 Wetenschappelijke onderbouwing

Voor de onderbouwing van gezondheidskundige advieswaarden wordt (waar mogelijk) gekeken naar het laagste niveau waarbij in wetenschappelijk onderzoek nadelige effecten op de gezondheid kunnen worden gevonden. Een groot scala aan gezondheidsaspecten speelt daarbij een rol. Afhankelijk van de stressfactor gaat het om ziekte, verergering van een ziekte, ontwikkelingsstoornissen, functieverlies van organen, ontregeling van fysiologische processen, cellulaire en moleculaire veranderingen of sterfte. Ook hinder kan fysiologische processen negatief beïnvloeden of mensen ontregelen (zie hoofdstuk 3).

Toxicologische en epidemiologische onderbouwing
De wetenschappelijke onderbouwing van de gezondheidskundige advieswaarden wordt uitgevoerd door wetenschappelijke instellingen. De afleiding van de waarden is gereglementeerd en de kwaliteit ervan wordt door toetsingsprocedures geborgd[18].
Bij de afleiding van gezondheidskundige advieswaarden wordt alle relevante wetenschappelijke kennis betrokken. Dit betreft kennis over de verspreiding van stressfactoren in het milieu, milieuchemisch gedrag van stoffen, blootstellingsroutes en feitelijke blootstelling van mensen, opname, omzetting en uitscheiding, moleculaire, cellulaire en fysiologische effecten, vermogen om kanker en/of mutaties in het genetisch materiaal te veroorzaken en het optreden van ziekte en sterfte. Die gegevens kunnen afkomstig zijn uit toxicologische experimenten, observationeel (epidemiologisch) onderzoek in de bevolking en/of (medische) casuïstiek. Experimenteel toxicologisch onderzoek vindt plaats in proefdieren of in cellen of weefsel. Op beperkte schaal vindt ook experimenteel onderzoek plaats bij mensen (bijvoorbeeld bij koolmonoxide, ozon en stikstofdioxide). Veelal worden computermodellen gebruikt om de gegevens te generaliseren. Ook observaties en feitelijke ongevallen (bijvoorbeeld gegevens van vergiftigingen) worden benut.
Milieu-epidemiologisch onderzoek is erop gericht om relaties tussen blootstelling aan (real life) (omgevings) factoren en de gezondheidstoestand van mensen te identificeren en te kwantificeren. Epidemiologisch onderzoek kan gebruikmaken van gegevens van bestaande gezondheidsregistraties en milieukwaliteitsmeetnetten dan wel van gerichte gegevensverzameling in kleinere onderzoekpanels of grote onderzoekcohorten.

Een belangrijk verschil tussen toxicologisch (of andersoortig experimenteel) en epidemiologisch (of andersoortig observationeel)[19] onderzoek is dat in het laatste geval er informatie is over daadwerkelijke effecten bij mensen. Maar niet altijd is het werkingsmechanisme of de causaliteit daarmee voldoende bekend. Bij toxicologisch onderzoek is er meestal geen informatie over daadwerkelijke effecten bij mensen, maar wordt wel het werkingsmechanisme van stoffen/agentia duidelijk en levert het onderzoek biologische plausibiliteit voor een causale werking. Idealiter vullen de bevindingen van toxicologische/experimenteel en epidemiologisch/observationeel onderzoek elkaar aan. In dat geval hoeven geen of slechts beperkte onzekerheidsfactoren[20] te worden gebruikt bij de afleiding van veilige niveaus.

Onderzoek van Schuur *et al.* (2008) heeft duidelijk gemaakt dat het niet zonder meer mogelijk is gezondheidseffecten voor de bevolking te berekenen vanuit dierexperimenteel onderzoek, ondanks uitgebreide kennis en ervaring met de risicobeoordeling van stoffen. Bepaalde schadelijke effecten die in proefdieren zijn

[18] Zie onder andere Janssen en Speijers (1997); Baars *et al.* (2001); Tiesjesma en Baars (2009)
[19] Strikt genomen kan (klinisch) toxicologisch onderzoek ook observationeel zijn en kan epidemiologisch onderzoek experimenteel zijn, maar toxicologie is in deze context overwegend experimenteel en (milieu-)epidemiologie overwegend observationeel
[20] Onzekerheidsfactoren worden ook wel assessment- of veiligheidsfactoren genoemd

waargenomen zijn zeer geschikt voor risicobeoordeling en normstelling, maar zijn niet direct te vertalen naar ziekten, aandoeningen of beperkingen in het dagelijks functioneren bij mensen. Wanneer er in een dierexperiment 'leverschade' in de vorm van pathofysiologische veranderingen wordt waargenomen, is het niet eenvoudig om dit effect te vertalen naar humane leverziekten en vervolgens hier een ernst van de aandoening aan te koppelen. Ook het tijdstip waarop een aandoening zich bij de mens zou kunnen manifesteren en hoeveel jaren met beperkingen hierdoor kunnen worden verloren, zijn niet rechtstreeks uit dierexperimenteel onderzoek af te leiden.

Gedegen en indicatieve gezondheidskundige advieswaarden
Het afleiden van gezondheidskundige advieswaarden is een gedegen (en daarmee tijdrovende) exercitie. In de bepaling van nadelige gezondheidseffecten zit een mate van wetenschappelijke onzekerheid. Bij welke niveaus treden die effecten op? Is er wel of niet een drempelwaarde voor blootstelling waar beneden er geen effecten zijn? Zijn statistische verbanden uit onderzoek in de bevolking gebaseerd op een causale relatie of niet? Gelden de resultaten van proefdieronderzoek ook voor de mens en hoe vertaal je resultaten van proefdieronderzoek naar de mens? Hoe vertaal je hoge blootstelling naar lagere blootstelling? Hoe vertaal je kortdurende blootstelling naar levenslang gemiddelde blootstelling? Mogen blootstellings-effectrelaties uit de ene bevolkingsgroep worden toegepast op een andere bevolkingsgroep? Dergelijke overwegingen worden uitgebreid bediscussieerd in (internationale) expert commissies (zie ook Figuur 7, in hoofdstuk 6).

Voor normstelling wordt bij voorkeur uitgegaan van gedegen onderbouwde gezondheidskundige advieswaarden en zoveel mogelijk aangesloten bij Europese kaders, zoals de Kaderrichtlijn water (2000/60/EG) en de Europese stoffenregelgeving REACH (1907/2006/EG). Alle beschikbare gegevens worden verzameld en van alle studies wordt de wetenschappelijke kwaliteit beoordeeld, waarna de afgeleide concept-waarde wordt getoetst door een commissie van experts. Bij vergunningverleners is er behoefte om op korte(re) termijn een indicatie van de hoogte van de gezondheidskundige advieswaarde te hebben. Ook bij calamiteiten is snelheid gewenst. Om aan deze wens tegemoet te komen, is er sinds 2004 formeel de mogelijkheid om op grond van een snelle, eenvoudige wetenschappelijke methode een indicatieve waarde af te leiden (Ministerie van VROM, 2004). Het RIVM heeft een handleiding voor het afleiden van deze indicatieve waarden opgesteld (Van Herwijnen *et al.*, 2009; De Poorter *et al., in voorbereiding*). De indicatieve methode is in grote lijnen identiek aan die van de gedegen methode, met dit verschil dat er slechts in een beperkt aantal databestanden naar gegevens wordt gezocht en de betrouwbaarheid van de onderliggende studies niet wordt geëvalueerd. Voor de gezondheidskundige advieswaarden (vaak aangeduid als 'humane toxicologische risicogrenzen') wordt er bijvoorbeeld geput uit eerdere afleidingen van het RIVM en uit een aantal databestanden, bijvoorbeeld van Amerikaanse overheidsinstanties of de Wereldgezondheidsorganisatie. Als er geen bestaande afleiding van een gezondheidskundige advieswaarde beschikbaar is, kan in de (secundaire) literatuur worden gezocht naar gegevens om daaruit op pragmatische wijze een advieswaarde af te leiden. Is geen advieswaarde afleidbaar, dan kan voor een indicatieve waarde worden teruggevallen op standaardwaarden (defaults). Deze waarden zijn gebaseerd op het 'Toxicological Threshold of Concern'-concept. TTC is een innameniveau waaronder het zeer weinig waarschijnlijk is dat er een aanmerkelijk risico is voor mens en milieu[21].

4.2.2 Beleidsmatige inkadering, van gezond heidskundige advieswaarde naar norm

Het afleiden van gezondheidskundige advieswaarden en het omzetten naar beleidsmatige normen is in individuele lidstaten gestart. De WHO speelt een grote rol bij de internationale harmonisatie van advieswaarden. Dit leidde indertijd tot de WHO Air Quality Guidelines (2000), die mede met financiering van de Nederlandse overheid tot stand kwamen. Deze guidelines worden periodiek herzien, mede ten behoeve van de onderbouwing van European Air Quality Directives.
Sinds de jaren negentig drukt de Europese Commissie een belangrijk stempel op de regelgeving en de normstelling. Over de technische methodologie voor de afleiding van normen wordt – per wettelijk kader – internationaal onderhandeld. Daarbij wordt een kaderspecifieke terminologie ontwikkeld, soms worden

[21] Zie onder andere Munro *et al.* (1996); Kroes *et al.* (2004); EFSA (2012)

nieuwe typen milieukwaliteitsnormen (bijvoorbeeld drempelwaarden) geïntroduceerd en worden keuzen gemaakt voor welke stoffen normen worden ontwikkeld en voor welke niet. Bij de vertaling van wetenschappelijke inzichten naar de uiteindelijke norm worden – steeds per kader – stakeholders geconsulteerd en spelen kosten-baten- en haalbaarheidsafwegingen een rol. De Europese regelgeving heeft directe werking of wordt via nationale wetgeving geïmplementeerd. Het staat de lidstaten vrij om aanvullend, bijvoorbeeld voor extra stoffen, milieukwaliteitsnormen vast te stellen. Overigens verschilt de invloed van 'Europa' sterk tussen de verschillende kaders. De volgende paragraaf gaat hier verder op in.

4.3 Bestaande normen voor omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid geanalyseerd

4.3.1 Overzicht bestaande normen

Het bijlagenrapport 'Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet. Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit' (Roels *et al.*, 2014) gaat systematisch in op de huidige normen voor de omgevingskwaliteit en geeft een gestructureerd overzicht. Voor vijftien normenkaders wordt beschreven welke normen er zijn, waarvoor ze worden gebruikt, wat het beschermingsdoel is en hoe de norm is onderbouwd. Ook wordt ingegaan op de historie van de normen, wat belangrijke verbeteringen zouden zijn en wat de relatie is tussen gezondheid of fysieke veiligheid en de huidige norm. De beschreven normenkaders gelden voor oppervlaktewater, zwemwater, bronnen voor drinkwater, lucht, bodem, grondwater, geluid, geur, externe veiligheid, ontplofbare stoffen, vuurwerk, waterveiligheid en luchtvaart. De Tabellen 3 en 4 vatten belangrijke informatie samen. Deze tabellen zijn los bijgevoegd.

De beschrijving van de bestaande normen voor omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid (in het genoemde bijlagenrapport en de Tabellen 3 en 4) laat zien hoe divers het normenbouwwerk is. Deze diversiteit is terug te voeren op zowel het brede scala aan te normeren gezondheids- of veiligheidsstressoren als op de verkokering die onlosmakelijk met een kaderspecifieke aanpak verbonden is. De betekenis van over- of onderschrijding van de normen voor gezondheids- en veiligheidsrisico's is daardoor niet gemakkelijk te interpreteren.

Een absolute vergelijking van beschermingsniveaus in de sectorale normstelling is door alle factoren die de invulling van een norm bepalen moeilijk te maken, ook al omdat de gezondheidseffecten zich moeilijk laten vergelijken (hoe weeg je cognitieve effecten ten opzichte van verlies van de longfunctie?). Ook is een vergelijking tussen 'directe gezondheidseffecten' ten gevolge van blootstelling aan stoffen moeilijk te vergelijken met 'indirecte gezondheidseffecten' (stress, hinder) die de mens ervaart ten gevolge van geluid of geur.

In Tabel 3 is op basis van de onderbouwing van de normen de kans op gezondheidseffecten bij tijdelijke en geringe overschrijding van de norm ingeschat als 'onwaarschijnlijk', 'mogelijk' of 'waarschijnlijk'. Als er ter hoogte van een norm al gezondheidseffecten zijn, valt deze in de categorie 'waarschijnlijk'. Tabel 3 laat zien dat met name voor lucht en geluid geldt dat er gezondheidseffecten zijn ter hoogte van de (meeste) normen. Voor bodem zijn er mogelijk gezondheidseffecten boven bepaalde normen (interventiewaarden en saneringscriterium) door overschrijding van het toxicologisch onderbouwde MTR-humaan-niveau. Voor geur zijn er mogelijk gezondheidseffecten boven de normen gekoppeld aan het optreden van ernstige hinder. Voor oppervlaktewater, bronnen voor drinkwater, de meer preventieve bodemnormen en grondwater zijn geen gezondheidseffecten te verwachten bij tijdelijke en geringe overschrijding van de normen.

In Tabel 4 laten de beschermingsniveaus in de vorm van een kans op acute sterfte per jaar zich goed vergelijken.

In onderstaande paragrafen lichten we de resultaten verder toe.

4.3.2 Verschillen in de grondslag van normen

Er zijn heel veel factoren die invloed hebben op de uiteindelijke norm die in de regelgeving staat of die de basis vormt voor de beleidsvorming. Zoals in de vorige paragraaf al is toegelicht, maakt het uit of de norm epidemiologisch of toxicologisch is onderbouwd, of dit gedegen of indicatief is gedaan en welke invloed

‘Europa’ heeft binnen het betreffende kader. In deze subparagraaf worden allerlei aspecten die de uiteindelijke norm bepalen op een rijtje gezet, waarbij steeds voorbeelden uit verschillende kaders worden genoemd. Het gaat om: de aard van de omgevingsfactor, hoeveelheid en type stoffen, rekening houden met beleving, het gekozen beschermdoel, de risicomaat voor gezondheid en veiligheid, voorzorg als benadering bij onzekere risico’s, belasting van natuurlijke oorsprong, rekening houden met achtergrondblootstelling, wel of geen gegevens van effecten op mensen, realistic case versus worst case, onderscheid tussen bestaande en nieuwe situaties, Europees versus nationaal, nationaal versus lokaal, onderscheid naar ruimtelijke schaal en onderscheid naar de factor tijd.

De aard van de omgevingsfactor
Er wordt uiteraard genormeerd naar de aard van de omgevingsfactor: gaat het om de effecten van blootstelling aan chemische stoffen, dan is een concentratie maatgevend. Bij andere agentia worden uiteraard passende maten gehanteerd: decibel (Lden) bij geluidbelasting, aantallen micro-organismen bij microbiële beoordeling van zwemwater als maat voor de aanwezigheid van ziekteverwekkers. Bij drinkwater gaat het zowel om concentraties aan chemische stoffen en om microbiologische eisen als om parameters die invloed hebben op de geur en smaak. Voor oppervlaktewater is er ook normstelling gericht op bescherming van de soortensamenstelling van de ecosystemen van circa 40 verschillende soorten wateren.

Hoeveelheid en type stoffen
Er bestaan verschillen in de hoeveelheid stoffen en het type stoffen bij de stofgerichte normering. Er zijn voor bodem geen normen voor nutriënten ontwikkeld, vanuit het idee dat dit bij de mestregelgeving moet worden geregeld. Voor recente gewasbeschermingsmiddelen zijn ook geen bodemnormen ontwikkeld, vanuit de aanname dat de toelating accumulatie en persistentie in bodem voorkomt. Voor grondwater daarentegen zijn wel normen voor nutriënten en recente gewasbeschermingsmiddelen afgeleid, vooral gericht op de bescherming van de drinkwatervoorziening. Nederland kiest ervoor om voor grondwater minder stoffen te normeren op de schaal van het grondwaterlichaam dan voor oppervlaktewater (de Kaderrichtlijn water biedt hiervoor de ruimte). Nederland hanteert hiernaast echter wel voor veel stoffen nationale normen voor grondwater voor lokale verontreinigingen. Ook voor oppervlaktewater en lucht zijn voor veel stoffen vaak indicatieve beleidsmatig vastgestelde normen beschikbaar, met name ten behoeve van vergunningverlening.

Rekening houden met beleving
Voor drinkwater gelden zintuiglijke randvoorwaarden (er mogen geen geur- en smaakproblemen optreden). Bij de normering van geur en geluid speelt de beleving van verschillende bronnen een rol. De beoordeling van geur bij de veehouderij wijkt af van die bij andere bedrijfstakken. Voor geluid wordt er gedifferentieerd naar de bron en naar het tijdstip waarop de blootstelling plaatsvindt: dag, avond of nacht.

Onderscheid naar beschermingsdoel
De keuze van de normmaat is mede afhankelijk van het gekozen beschermingsdoel. Het beschermingsdoel voor normen is soms alleen gericht op de mens, soms ook op planten en dieren (ecosystemen), of op schade. Rekening houden met milieu-effecten kent verschillende gedaanten: via algemene ecotoxicologie, door al dan niet rekening te houden met doorvergiftiging naar dieren hoger in de voedselketen of met verspreiding van stoffen naar grondwater. Bij normstelling voor de chemische kwaliteit van grondwater, oppervlaktewater en bodem wordt de norm gebaseerd op de laagste waarde bij vergelijking van de eco- en de humaantoxicologische waarden. Meestal is de ecotoxicologische waarde bepalend voor de invulling van de norm. Voor lucht worden naast gezondheid, ecosystemen en gewassen, ook gebouwen beschermd.

Het meewegen van ‘economische schade’ als beschermingsdoel naast gezondheid varieert in de normstelling. Vuurwerk wordt als economische sector anders gewaardeerd dan de sector chemie in externe veiligheid. De huidige differentiatie in waterveiligheid richt zich primair op economische schade. In de toekomst vormt een generiek beschermingsniveau voor mensen de basis en worden normen plaatselijk verhoogd op basis van een afweging van kosten en baten/aantallen slachtoffers.

Risicomaten voor veiligheid
Bij veiligheid gaat het in tegenstelling tot gezondheid alleen om acute sterfte ten gevolge van het ongeval binnen twee tot drie weken na het ongeval. Het verschil in onderbouwing van de risicomaat tussen watervei-

ligheid en omgevingsveiligheid is al in paragraaf 3.8 uiteengezet. Het minimale beschermingsniveau voor waterveiligheid in het toekomstige beleid is 10^{-5} per jaar, terwijl voor omgevingsveiligheid per bron een plaatsgebonden risico van 10^{-6} per jaar wordt gehanteerd. Uitgaande van blootstelling aan maximaal 10 bronnen is het omgevingsgerichte beschermingsniveau dan ook 10^{-5} per jaar. Het genoemde risiconiveau van 10-6 per jaar is het in de jaren '80 afgesproken Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (zie paragraaf 2.3.1). Voor ongevallen waarbij gelijktijdig meer slachtoffers vallen (groepsrisico) wordt een andere risicogrens gehanteerd, die strenger is naarmate er meer slachtoffers tegelijk vallen. Voor vuurwerk en ontplofbare stoffen voor civiel gebruik worden afstandsnormen gehanteerd. Deze zijn deels effectgericht, afwijkend van de onderbouwing van de normen voor externe veiligheid, die zich uitsluitend op het risico van het optreden van een ongeval richten. Afhankelijk van de activiteit gelden voor vuurwerk andere normhoogtes. Zo is de norm voor toeschouwers tijdens een vuurwerkshow strenger dan voor omwonenden bij opslag van vuurwerk. Voor waterveiligheid bestaat, anders dan voor externe veiligheid, een ruimtelijke differentiatie van normen. Dit komt doordat er ruimtelijke verschillen zijn in de gevolgen van een dijkdoorbraak/overstroming en doordat rekening wordt gehouden met de mogelijkheden van een tijdige evacuatie van gebieden waar slachtoffers zouden kunnen vallen. Bovendien worden de normen voor waterveiligheid op een aantal plaatsen verhoogd op basis van een afweging van kosten en baten/aantallen slachtoffers.

Risicomaten voor gezondheid

Bij gezondheidskundig onderbouwde normen voor de kwaliteit van lucht, bodem en oppervlaktewaterkwaliteit, toetst men aan niveaus die overeenkomen met het Maximaal Toelaatbaar Risico, drempelwaarden of sterftekansen. Beneden die waarden wordt verwacht dat zich geen nadelige effecten of onaanvaardbare risico's voordoen. Voor genotoxische carcinogenen is dit ingevuld op een risiconiveau van 10^{-6} per jaar, hetgeen voor bodem en lucht wordt aangehouden. Een uitzondering zijn de humane normen voor genotoxische carcinogenen voor oppervlaktewater, waarvoor een risiconiveau van 10^{-8} per jaar wordt gehanteerd. Dit komt door de invloed van Europese afspraken in de Kaderrichtlijn water. Zie voor meer informatie Smit (2011). Het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau van 10^{-6} per jaar heeft dus per beleidsveld een specifieke betekenis: het kan gaan om een additioneel kankerrisico of de kans op acute sterfte als gevolg van een incident (externe veiligheid).

Voorzorg als element in de risicobenadering

Sommige normen zijn gebaseerd op voorzorg in plaats van op een gezondheidskundig afgeleide drempelwaarde of sterftekans. Dit is het geval voor drinkwaternormen (antropogene stoffen horen niet in drinkwater). Voor grondwater wordt voor een deel van de normen eveneens uitgegaan van voorzorg (chemische aantasting zoveel mogelijk voorkomen), mede vanuit de wetenschap dat stoffen op grotere diepte technisch moeilijk te verwijderen zijn. Daarnaast worden uit voorzorg veelvuldig veiligheids- of assessmentfactoren gebruikt om onzekerheden in kennis te verdisconteren in de afleiding van gezondheidskundige advieswaarden.

Belasting van natuurlijke oorsprong

Risico's die voortkomen uit omgevingsfactoren van natuurlijke oorsprong (zoals overstromingen) worden anders benaderd dan risico's die door de mens worden veroorzaakt. Soms wordt voor een natuurlijk risico geen gezondheidskundige advieswaarde afgeleid, zoals voor blootstelling aan UV-straling in zonlicht. Dit betekent niet dat er geen negatieve gezondheidskundige effecten zijn; er kan zelfs sterfte optreden.[22] Voor fijnstof wordt bij overschrijdingen van de grenswaarden in Nederland de bijdrage van zeezout buiten beschouwing gelaten. Voor metalen in bodem en grondwater is de strengste kwaliteitsnorm gebaseerd op de achtergrondconcentratie voor die stoffen in weinig belaste gebieden.

Rekening houden met achtergrondblootstelling

Het onderliggende conceptuele principe van de gezondheidskundige advieswaarde is dat op dat niveau de blootstelling gelijk is aan de aanvaardbare blootstelling. Aangezien er sprake is van zogenaamde achter-

[22] UV-straling heeft een scala aan gezondheidseffecten, waaronder de vorming van huidkanker. De gezondheidsschade wordt sterk bepaald door het blootstellinggedrag (en is beïnvloed door bijvoorbeeld het huidtype). Jaarlijks komen in Nederland ten minste 15.000 tot 25.000 nieuwe gevallen van huidkanker voor en overlijden circa 700 personen aan huidkanker.

grondblootstelling (onvermijdbare blootstelling bij normaal functioneren) geldt dat op het niveau van de gezondheidskundige advieswaarde de gecombineerde blootstelling, vanuit een milieucompartiment en de achtergrondblootstelling, gelijk mag zijn aan de aanvaardbare blootstelling. Rekening houden met achtergrondblootstelling is niet zinvol voor stoffen waarvoor er geen drempel voor effecten is, omdat hier gekeken wordt naar het *additionele* risico.
Bij de normstelling voor drinkwater en oppervlaktewater wordt rekening gehouden met de achtergrondblootstelling door maar een deel van de aanvaardbare blootstellingsdosis 'beschikbaar te stellen voor' blootstelling uit het milieucompartiment. Voor bodem wordt geen rekening gehouden met de achtergrondblootstelling bij de afleiding van de interventiewaarden bodemsanering vanuit het idee dat 'de bodem echt het probleem moet veroorzaken' om tot bodemsanering over te moeten gaan. Bij de afleiding van de 'maximale waarden' (preventief spoor) gericht op duurzaam gebruik van de bodem en hergebruik van bodemmateriaal, is wel rekening gehouden met de achtergrondblootstelling. Voor zwemwater, geluid en geur is achtergrondblootstelling niet aan de orde.

Wel of geen gegevens van effecten op mensen
Veel normen zijn (mede) gebaseerd op gegevens waarbij daadwerkelijk effecten op mensen zijn aangetoond of waargenomen. Dit geldt bijvoorbeeld voor de luchtnormen voor ozon, stikstofoxiden, zwaveldioxide en fijnstof en voor de normen voor lood, cadmium, asbest en dioxines in de bodem. De normen voor geluid en geur zijn ook mede gebaseerd op effecten bij mensen. Met name voor vergunningverlening zijn er normen voor oppervlaktewater en lucht waarvan alleen maar dierexperimentele toxicologische gegevens bekend zijn. Ook een aantal bodemnormen is uitsluitend gebaseerd op dierexperimentele toxicologische gegevens. Als normen uitsluitend gebaseerd zijn op dierexperimentele gegevens, zijn ze meer onzeker dan als er gegevens van effecten op mensen kunnen worden gebruikt voor de onderbouwing. Vaak worden die onzekerheden in de extrapolatie van (proef-)dier naar mens vertaald in zogenaamde onzekerheidsfactoren in de afleiding van een veilig niveau voor de mens.

Realistic case versus worst case
Het is gebruikelijk om voor de beoordeling van de risico's voor de menselijke gezondheid veiligheidsmarges in te bouwen. Indien dit een bewuste keuze is, spreekt men van een 'worst case benadering' en wordt de blootstelling en/of het daaruit voortvloeiende effect hoger ingeschat dan in werkelijkheid voor de meeste mensen het geval zal zijn. Gaat men daarentegen uit van een werkelijke verdeling van blootstelling en daarbij horende gemiddelde of mediane effecten, dan is er sprake van een '*realistic case* benadering'.
Veiligheidsmarges worden op verschillende manieren, impliciet en expliciet, ingebouwd bij de afleiding van de gezondheidskundige advieswaarden. Een voorbeeld is het gebruik van hoge inschatting van visconsumptie die resulteert in een hoge blootstelling via die route bij de bepaling van gezondheidseffecten voor oppervlaktewater.
Veiligheidsmarges worden niet altijd in de normstelling vertaald. Bij luchtkwaliteit geldt dat met name voor fijnstof ook onder de wettelijke norm gezondheidseffecten optreden. Volgens de WHO blijkt uit wetenschappelijk onderzoek dat ook bij de achtergrondniveaus van fijnstof effecten op de gezondheid optreden.

Onderscheid tussen bestaande en nieuwe situaties
Bij geur en geluid wordt onderscheid gemaakt tussen bestaande en nieuwe situaties, waarbij nieuwe situaties strenger worden genormeerd. Bij andere omgevingsfactoren komt dit onderscheid tot uitdrukking in het onderscheid in soepeler normen gericht op sanering en in strengere normen gericht op preventie of bijvoorbeeld voor hergebruik van bodemmateriaal. Ook in het voorzorgbeleid met betrekking tot EMV van hoogspanningslijnen wordt onderscheid gemaakt in bestaande en nieuwe situaties.

Europees versus nationaal
Normen zijn soms bijna helemaal Europees gestuurd (bijvoorbeeld drinkwater, bepaalde normen voor luchtkwaliteit), soms helemaal nationaal (bijvoorbeeld bodemkwaliteit). Voor lucht zijn er naast de Europese normen voor de algemene probleemstoffen nationale beleidsmatige vastgestelde normen voor veel specifieke stoffen ten behoeve van het stoffenbeleid en de vergunningverlening. Voor oppervlaktewater is een beperkt aantal normen op Europees niveau ingevuld, maar is er in Nederland voor gekozen om voor veel stoffen normen te stellen op basis van de Europese systematiek. Hiernaast kent Nederland veel beleidsmatig vastgestelde normen voor oppervlaktewater, vooral ten behoeve van lozingsvergunningen.

De Europese ‘sectorale systematiek’ kan bepalend zijn voor de keuze voor het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau voor de mens (bijvoorbeeld in de Kaderrichtlijn water), waardoor dit afwijkt van de keuze bij de normering van de lucht- en bodemkwaliteit. Binnen Europese kaders kan ruimte zijn voor een nationaal ontwikkelde normeringsystematiek: voor de drempelwaarden grondwater (ook op basis van de Kaderrichtlijn water) geldt een nationaal ontwikkelde systematiek. Voor grondwater zijn er zowel Europese als Nederlandse normen, maar deze richten zich op een verschillende ruimtelijke schaal (grondwaterlichamen versus lokale verontreinigingen). Op basis van de Europese regelgeving zijn er normen voor oppervlaktewater als bronnen voor drinkwater, maar dergelijke normen ontbreken voor grondwaterbronnen voor drinkwater, omdat ‘Europa’ dit niet eist. Overigens wordt hier nu wel aan gewerkt, maar of er hiervoor daadwerkelijk normen komen, is nog niet duidelijk.

Nationaal versus lokaal
Bij geur, geluid en bodem is een lokale afweging mogelijk en bepaalt het lokale bevoegde gezag (desgewenst, voor een deel) de norm. Bij oppervlaktewater kan dit niet.
Bij het bepalen van de kwaliteit van de bodem mag men locatiespecifiek onderzoek uitvoeren om (voor het betreffende gebied) risico’s vast te stellen en maatregelen te treffen. Bij het bepalen van de geurbelasting van veehouderijen wordt geen gebruik toegestaan van resultaten van locatiespecifiek onderzoek.

Onderscheid naar ruimtelijke schaal
Luchtnormen kennen geen ruimtelijke differentiatie. Bodemnormen worden juist gebiedsgericht en functiegericht toegepast. Bij grondwater zijn normen gericht op heel verschillende schaalniveaus: interventiewaarden richten zich op lokale ‘spots’, drempelwaarden richten zich op de kwaliteit van hele grondwaterlichamen.

Onderscheid naar de factor tijd
Voor de meeste normen voor de omgevingskwaliteit geldt dat er op elk moment aan moet worden voldaan. Dat geldt voor de normen voor bodem, grondwater en drinkwater. Voor de kwaliteit van oppervlaktewater worden jaargemiddelden en piekwaarden als maat gehanteerd. De zwemwaterkwaliteit wordt op basis van metingen gedurende een viertal opeenvolgende zwemseizoenen in kwaliteitsklassen ingedeeld. Voor geluid wordt getoetst aan de hand van tijdgemiddelde geluidniveaus. Een voorbeeld is het ‘gesommeerd equivalent geluidniveau over de dag (7-19 uur)’, dat over een aantal dagen, bijvoorbeeld gedurende een jaar, wordt gemeten. Voor lucht (koolmonoxide, ozon, stikstofoxiden, zwaveldioxide en fijnstof) worden, afhankelijk van de acute effecten van de gassen, 1-uurs-, 8-uurs-, dag- en jaargemiddelden gehanteerd. Voor ozon geldt ook een norm voor het groeiseizoen (mei-juli) met het oog op schade aan natuur en landbouwgewassen. De uur- en daggemiddelden mogen voor een aantal stoffen een gespecificeerd aantal dagen per jaar worden overschreden. Voor enkele stoffen gelden ook alarmdrempels waarbij tijdens smogepisodes de bevolking geïnformeerd wordt en het bevoegd gezag maatregelen kan nemen ter reductie van de emissies.

4.4 Gezondheidseffecten voor enkelvoudige of gecombineerde blootstelling

Om methodologische redenen worden de gezondheidseffecten van blootstelling in de toxicologische risicobeoordeling per stof bepaald. Epidemiologische studies kunnen zich op de gezondheidseffecten van één stressfactor (geluid, geur) richten. Ook het omgevingsrisico (externe veiligheid) wordt voor een individuele bron bepaald. De emissie via een bron of handeling wordt vaak individueel beoordeeld. Dit geldt voor de geuremissie van veehouderijen, maar bijvoorbeeld ook voor de toepassing van een gewasbeschermingsmiddel op een bedrijf.
Cumulatie van blootstelling en de effecten daarvan op gezondheid en veiligheid vormen een zwakke schakel in de bescherming van de bevolking.
In de normering van de omgevingskwaliteit is nog weinig rekening gehouden met de werking van combinaties van stoffen. In een beperkt aantal gevallen worden indicatorstoffen voor mengsels gehanteerd (bijvoorbeeld dioxines, pcb’s, PAK’s, stikstofdioxide). Mensen zijn dagelijks tegelijkertijd blootgesteld aan allerlei omgevingsfactoren (stoffen, straling, geluid) die de gezondheid kunnen schaden. Het samengaan van diverse vormen van blootstelling kan extra schadelijk zijn voor de gezondheid, zoals is gebleken voor (roken en) asbest. Diverse factoren dragen bij aan het ontstaan van verschillende ziekten, en aan ziekten liggen

verschillende oorzaken ten grondslag (Gezondheidsraad, 2002). Wanneer de gezondheidskundige advieswaarden vooral gebaseerd zijn op epidemiologische gegevens van onderzoek waarbij stoffen in vergelijkbare combinaties van omgevingsfactoren onderzocht zijn, dan zijn dergelijke combinatie-effecten (deels) verdisconteerd. In andere gevallen baseren we noodgedwongen de gezondheidsrisico's vaak op de effecten van de dominante factoren.
De Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) heeft in 2011 (Meek *et al.*, 2011) een handreiking voor risicobeoordelaars opgesteld, waarin wordt beschreven hoe prioriteiten gesteld kunnen worden bij het inschatten van risico's door blootstelling aan verschillende stoffen en blootstelling aan dezelfde stoffen vanuit verschillende bronnen. Hierbij wordt een getrapte benadering voorgesteld. Wanneer bij het doen van conservatieve aannames geen onaanvaardbare risico's optreden, is het niet nodig om verder te verfijnen. Bij iedere verdere stap wordt het antwoord meer nauwkeurig (minder onzekerheden), maar is er ook meer informatie en tijd nodig om de vraag te beantwoorden (complexer).

Een belangrijk aspect in de WHO-handreiking is de probleemformulering. Het is interessant om te weten hoe stoffen op elkaar inwerken, maar wanneer in de praktijk er geen gelijktijdige blootstelling plaatsvindt, is dit vooral een theoretisch exercitie. De mate van detaillering moet passen bij de gestelde vraag.

Methodologische aspecten van de toxicologie van mengsels
In de beoordeling van de werking van combinaties van stoffen wordt veelal een onderscheid gemaakt in mengsels (gelijktijdige blootstelling aan de bestanddelen van het mengsel) en nader omschreven combinaties van stoffen (waarvan alle stoffen bekend zijn). Deze categorieën kunnen elkaar overlappen. Algemeen wordt aangenomen dat de grootte van het eventuele schadelijke effect van blootstelling aan een combinatie van stoffen gerelateerd is aan de niveaus van blootstelling aan elke individuele component. Het probleem is het vinden van de (universeel toepasbare) rekenregel om blootstelling 'op te tellen'.
Wanneer twee stoffen hetzelfde gezondheidseffect kunnen veroorzaken vanwege hetzelfde fysiologische proces maar elkaar niet beïnvloeden, is er sprake van 'overeenkomstige werking zonder interactie'. Hiervoor geldt *dosis-additie* (optellen van blootstellingen). Als twee stoffen verschillende gezondheidseffecten kunnen hebben of langs verschillende wegen hetzelfde effect veroorzaken maar elkaars effect niet beïnvloeden, is er sprake van *respons-additie* (optellen van effecten). Als sprake is van interactie van de stoffen, dan kunnen ze elkaars effect versterken of verzwakken of beide doen. Geleidelijk is er kennis van de werking van stoffen opgebouwd om met gecombineerde werking rekening te kunnen houden (zowel in toxicologisch als epidemiologisch onderzoek); uiteraard gaat dit met nieuwe onzekerheden en wetenschappelijke controverses gepaard.

Zowel ten aanzien van de blootstelling als van de toxicologie geldt dat er methodieken voorhanden zijn om de schatting van gezondheidseffecten te verfijnen. Dit betreft meer geavanceerde statistische technieken (verspreidingsmodellen, Bayesiaanse statistiek) en modellen (kinetiek). Voor dit rapport voert het te ver om hier in detail op in te gaan.

Methodologische aspecten van de epidemiologie van gecombineerde blootstelling
In de praktijk van het (milieu)epidemiologische onderzoek worden de effecten onderzocht van blootstellingen zoals die in het dagelijks leven voorkomen, in combinatie, en in interactie, met endogene en andere exogene gezondheidsdeterminanten (zie hoofdstuk 3). In de regel gaat het dan om gecombineerde blootstellingen, bijvoorbeeld stedelijke luchtverontreiniging van verkeer, huisverwarming, industrie etc. De effecten omvatten dan de gehele invloed van het mengsel, ongeacht of er sprake is van dosis-additie, respons-additie of interactie tussen de componenten. De keerzijde hiervan is dat de afzonderlijke effecten van stoffen in de mengsels niet altijd goed van elkaar te onderscheiden zijn. Moderne epidemiologische onderzoekstechnieken maken het steeds beter mogelijk om de effecten van afzonderlijke stoffen uit te splitsen en om de interacties met endogene en andere exogene factoren vast te stellen.

4.5 Er wordt binnen grenzen rekening houden met hoogrisicogroepen

In het infectieziektebeleid is er van oudsher veel aandacht voor hoogrisicogroepen op basis van ouderdom en pre-existente ziekten. Het beleid voor blootstelling aan schadelijke stoffen op de werkplek is traditioneel gericht op risico's van blootstelling gedurende de arbeid, dus werkdagen van 8 uur gedurende het werkzame leven; het is daarmee afgestemd op gezonde volwassen werknemers van jonge en middelbare leeftijd.

De overheid probeert zoveel mogelijk alle burgers bescherming te bieden tegen bedreigingen vanuit het milieu. De enorme menselijke verscheidenheid vormt hierbij echter een complicerende factor. Er bestaan immers grote verschillen tussen mensen in de mate waarin ze risico lopen op gezondheidsschade. Zo reageren gezonde jongeren minder heftig op aanhoudende zomerhitte dan hoogbejaarden. Het risico op gezondheidsschade is extra hoog als ongunstige omgevingsfactoren cumuleren of samengaan met een ongezonde leefstijl. Tot op zekere hoogte probeert de overheid rekening te houden met de menselijke verscheidenheid door, waar mogelijk, specifieke groepen te identificeren en extra bescherming te bieden. Veel gezondheidskundige advieswaarden houden rekening met bescherming van gevoelige groepen.

De bevolking omvat de zogenoemde YOPI's, zoals dat in de risicobeoordeling genoemd wordt: de Young, Old, Pregnant and Immunocomprised, ofwel de jongeren, ouderen, zwangeren en de mensen met een verzwakt immuunsysteem. Al deze groepen moeten beschermd worden. Bij de afleiding van geen effect niveaus vanuit toxicologische studies wordt rekening gehouden met de variatie in gevoeligheid binnen een populatie door zogenoemde onzekerheidsfactoren toe te passen op het geen effect niveau zoals dat voor het proefdier is afgeleid. Op deze manier wordt gepoogd te komen tot een veilig blootstellingsniveau voor de hele bevolking.

Voor normen gebaseerd op epidemiologische gegevens omvat de populatie die gebruikt is voor de afleiding van de blootstelling-effectrelaties in veel gevallen ook, of zelfs juist, de gevoelige groepen. Soms wordt het onderzoek namelijk alleen gedaan in gevoelige groepen, bijvoorbeeld jonge kinderen of astmapatiënten. De afgeleide blootstelling-effectrelaties kunnen dus ofwel de algemene respons ofwel specifiek de respons van subgroepen beschrijven.
Uit de onderbouwende documentatie van de gezondheidskundige advieswaarden is af te lezen of de waarden gelden voor de algemene bevolking of dat onzekerheidsfactoren zijn gebruikt om gevoelige groepen te beschermen of dat waarden specifiek voor gevoelige groepen gelden. In de normen zijn dergelijke aspecten vaak minder goed te traceren.

4.6 Is de wetenschappelijke onderbouwing up-to-date?

Eenmaal gevestigde normen worden niet altijd frequent geactualiseerd.
Bij grond en bodem dateren de normen van de jaren '80 en '90 en zijn ze rond 2007 herzien. Voor (bronnen) van drinkwater dateren de normen uit 1975 of 1998; recente WHO guidelines (WHO, 2011) zijn nog niet geïmplementeerd. De drempelwaarden voor grondwater die in 2009 zijn vastgesteld, grijpen terug op diezelfde oude drinkwaternormen. Nationale normen voor de kwaliteit van het ondiepe grondwater zijn al in 1994 vastgesteld, voor het diepe grondwater in 2000 en sindsdien niet geactualiseerd, hoewel de betreffende normen in 2001 zijn geëvalueerd.

Alle gezondheidskundige advieswaarden hebben een wetenschappelijke onderbouwing. Zowel de afleidingsmethodieken voor de advieswaarden als de kwaliteit van het onderzoek naar de risico's van stressfactoren hebben de laatste decennia sterke ontwikkelingen doorgemaakt. Er zijn betere wiskundige modellen gekomen om van proefdier naar de mens te extrapoleren, er zijn nieuwe markers voor blootstelling en (vroege intermediaire) effecten ontwikkeld, chemische/fysische/biologische meettechnieken zijn verfijnd en de ruimtelijke en temporele resolutie van gegevens is verbeterd. Methodieken voor afleiding van gezondheidskundige advieswaarden die al langere tijd bestaan en die op basis van evaluaties[23] verbeteringen

[23] Zie bijvoorbeeld Gezondheidsraad (2012a).

hebben doorgemaakt, gelden als degelijk. Hieronder geven we enkele voorbeelden van nieuwe inzichten voor verschillende normen.

Voor de luchtkwaliteit is het de vraag in hoeverre de huidige normen het volledige scala van verontreiniging voldoende afdekken om gezondheidsschade te beperken. De allerkleinste fijnstofdeeltjes (ultrafijnstof of nanodeeltjes, dus niet veel groter dan enkele tienden van een micrometer) dragen niet veel bij aan de totale fijnstofmassa die met PM10 en PM2.5 worden genormeerd. Toch zijn er wetenschappelijke aanwijzingen dat deze deeltjes andere soorten effecten kunnen veroorzaken die wellicht niet met PM10 en PM 2.5 worden beheerst. Ook de oorsprong en daarmee de chemische samenstelling en fysische-biologische eigenschappen van fijnstof kunnen sterk variëren. Normen voor de luchtkwaliteit die meer aansluiten op bronnen, zoals deeltjes die afkomstig zijn van verbrandingsprocessen ('black carbon'), of deeltjes door slijtage van remmen, banden en wegdek en op emissies van micro-organismen vanuit megastallen, kunnen wetenschappelijk 'preciezer' zijn en effectievere en meer doelmatige handvatten bieden voor beleid.

Voor de normering van gezondheidseffecten door geluidbelasting zou de rol van niet-akoestische factoren (factoren die niet direct betrekking hebben op geluid, maar die invloed hebben op hoe mensen geluid ervaren) nader kunnen worden onderzocht.

In de beschrijving van de normen in de bijlagen is soms aangegeven wanneer normen geactualiseerd zijn en of er nieuwe wetenschappelijke inzichten zijn die zouden kunnen leiden tot aanpassing van de gezondheidskundige advieswaarden. Door periodieke evaluatie blijven normen actueel. Dit zou voor alle normen gangbare praktijk moeten zijn. Als voorbeeld noemen we de recente herbeoordeling van het International Agency for the Research on Cancer (IARC) van de Verenigde Naties en de WHO die leidde tot de 'bevordering' van uitlaatgassen van verkeer (benzine- en dieselmotoren) tot bewezen kankerverwekkend voor de mens.

4.7 Interpretatie en conclusies

Op basis van bovenstaande trekken we de volgende conclusies:

1. Diversiteit bemoeilijkt duiding van de betekenis van normen
- Er is een grote diversiteit aan gezondheidskundige advieswaarden en normen voor de omgevingskwaliteit. De diversiteit bemoeilijkt het zicht op de betekenis van normoverschrijding of normonderschrijding. De totstandkoming van normen is gekoppeld aan de (sectorale) ontwikkeling van wet- en regelgeving en aan veelal internationale afspraken over de wetenschappelijke onderbouwing. Deze context bemoeilijkt harmonisatie.
- Toepassers van normen kennen de achterliggende motivering en actualiteit niet. Voor integrale afweging vergt de interpretatie van de betekenis van de normen nadere duiding.
- Voor de bodem- en waterkwaliteit is de normering voor de meeste stoffen gebaseerd op bescherming van de gezondheid van het ecosysteem en niet van de gezondheid van de mens. Voor de luchtkwaliteit is de humane gezondheid bepalend.
- Aan de norm voor de omgevingskwaliteit is de betekenis voor de (bescherming van) gezondheid en veiligheid niet direct af te lezen. De schematische duiding van de gezondheidseffecten bij tijdelijke overschrijding van de norm in Tabel 3 geeft hiervan een eerste indruk. Bij overschrijding van een norm zijn er niet altijd gezondheidseffecten, maar beneden de norm is de situatie niet altijd veilig. Onder de luchtkwaliteitsnorm worden bijvoorbeeld negatieve effecten op de gezondheid geassocieerd met concentraties van fijnstof in de buitenlucht. De huidige grenswaarde kan dan ook niet worden gezien als een veilige waarde.
- Normen voor de omgevingskwaliteit gaan in op alle nadelige gezondheidseffecten (alle lagen van de piramide in Figuur 1). Dat geldt niet direct voor de (geïntegreerde) indicatoren voor gezondheidseffecten die gerelateerd zijn aan de omgevingskwaliteit. De normen voor de omgevingskwaliteit en (integrale) indicatoren voor gezondheidseffecten zijn dan ook niet onderling uitwisselbaar, maar wel complementair.

2. De wetenschappelijke onderbouwing van de normen is valide maar vergt periodiek actualisering
- De wetenschappelijke onderbouwing is overwegend gedegen, met de kanttekening dat het onderzoek

naar de onderbouwing van de gehanteerde onzekerheidsfactoren pas in de laatste 20 jaar van de grond gekomen is. Sommige normen zijn niet wetenschappelijk onderbouwd maar gebaseerd op beleidskeuzen, zoals het toepassen van voorzorg (bij bijvoorbeeld de kwaliteit van het diepere grondwater en van drinkwater) en op het meewegen van economische consequenties en haalbaarheid (zoals bij de normen voor fijnstof).
- De wetenschappelijke onderbouwing van de onderliggende gezondheidskundige advieswaarde is – met enige moeite – traceerbaar. Dat geldt vaak niet voor de vertaling van de wetenschappelijke gezondheidskundige advieswaarde naar de uiteindelijke norm.
- Er is geïnvesteerd in de wetenschappelijke basis voor normen voor de omgevingskwaliteit, maar een goed overzicht over de actualiteit van normen ontbreekt. Sommige normen zijn al langere tijd niet aangepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. Het up-to-date houden van de wetenschappelijke basis is een vereiste voor blijvende borging van de bescherming van gezondheid en veiligheid van de bevolking.

3. Er moet meer rekening worden gehouden met cumulatie
- De normen voor de omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid zijn per agens of bron afzonderlijk vastgesteld. Met cumulatie van blootstelling en van gezondheidseffecten wordt in de normstelling en/of locatiespecifieke beoordeling nog onvoldoende rekening gehouden.

In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op situaties waarbij normen en gezondheidskundige advieswaarden niet volledig de relevante vraagstukken beschrijven, omstreden zijn of ontbreken.

5 Schattingen van aan omgevingskwaliteit gerelateerde ziektelast

5.1 Inleiding

Het RIVM ontwikkelt momenteel het MGR (Milieu Gezondheids Risico)-scoringssysteem. De MGR-indicator is gebaseerd op de DALY (zie hoofdstuk 3) en drukt het risico op omgevingsgerelateerde ziektelast uit als percentage van de totale te verwachten ziektelast. Naast de DALY's bouwt de MGR-indicator voort op de ervaringen met de GES-score (zie hoofdstuk 3): met het MGR-scoringssysteem is het mogelijk het milieugezondheidsrisico op een specifiek woonadres weer te geven. Aan de DALY, een geaggregeerde maat die de ziektelast op populatieniveau weergeeft, is een indicator voor het plaatsgebonden risico ontleend. De MGR kan zo groepen identificeren die op basis van de gecumuleerde milieublootstelling in hun woonomgeving een 'hoogrisico' lopen. Daarnaast kan de MGR-indicator helpen bij het maken van afwegingen en het stellen van prioriteiten in de aanpak van milieubelasting omdat de effecten van de blootstelling in dezelfde eenheid worden uitgedrukt. Het MGR scoringssysteem is geen instrument dat ondersteuning biedt bij het afleiden van normen. De MGR is immers gebaseerd op klinische gezondheidseffecten van milieublootstellingen; gezondheidskundige advieswaarden bieden in principe bescherming tegen het optreden van dit type nadelige effecten.

Leeswijzer
We introduceren deze nieuwe gezondheidsindicator, belichten de ontwikkelmogelijkheden ervan en maken een vergelijking met verwante indicatoren.

Kernboodschappen
- De geïntegreerde milieugezondheidsrisico-indicator heeft potentie om de volksgezondheid te kunnen meewegen bij de planvorming en de beoordeling van projecten;
- We bevelen aan om in de praktijk ervaring met deze indicator op te doen;
- Op basis daarvan kan de milieugezondheidsindicator uitgebouwd worden, waardoor de inzetbaarheid ervan in decentrale afwegingsprocessen verder toeneemt.

Tabel 5 Omgevingsfactoren en gezondheidseffecten zoals opgenomen in het MGR

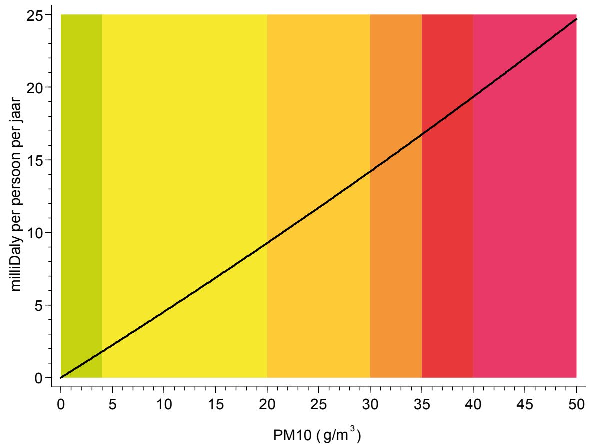
Milieufactor	Gezondheidseffecten
Fijnstof	Mortaliteit (totaal) [1)]
NO_2	Mortaliteit (totaal), astma
Geluid	Ernstige slaapverstoring [2)], cardiovasculaire mortaliteit en morbiditeit, leesachterstand [3)]
Benzeen	Leukemie
Dioxinen	Kanker (totaal)
Passief roken	Longkanker, ischemische hartziekten, astma, lage respiratoire aandoeningen, middenoorontsteking
Formaldehyde	Astma
Lood	IQ-verlies, verhoogde bloeddruk
Ozon	Mortaliteit (kortetermijneffecten), dagen met verminderde activiteit / lage respiratoire aandoeningen / kuch
Radon	Longkanker
Toys/rattles (mouthed)	0.14 (<LOQ-0.63) µg/kg product
Pacifiers (mouthed)	0.28-0.36 µg/product

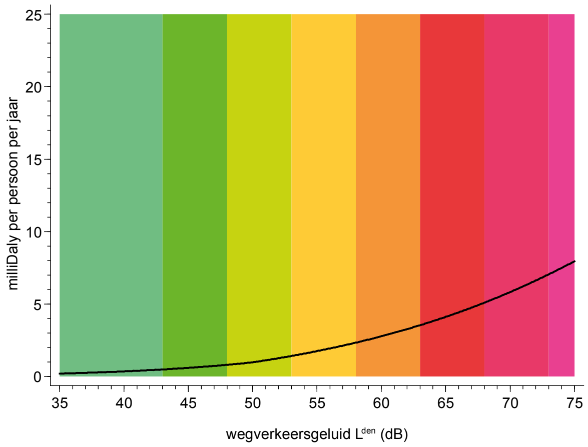
1) Mortaliteit is v.w.b. ziektelast sterk dominant aan morbiditeitsuitkomstmaten, zodat er vooralsnog voor is gekozen om alleen mortaliteit te gebruiken;
2) Ernstige hinder, hetgeen soms ook in ziektelastberekeningen wordt meegenomen, is vooralsnog niet meegenomen;
3) Cognitie alleen voor vliegverkeersgerelateerd geluid.

5.2 Huidige mogelijkheden van het MGR-scoringssysteem

Voor het vaststellen van de MGR zijn gegevens over de lokale milieubelasting nodig. Dit kan informatie zijn over de actuele situatie, maar als de informatie afkomstig is van resultaten van scenarioberekeningen, kunnen bijvoorbeeld de gevolgen van alternatieve scenario's worden vergeleken. Tabel 5 geeft een overzicht van de omgevingsfactoren en hun gezondheidseffecten, zoals opgenomen in het MGR-scoringssysteem. De MGR-indicator is nu nog gebaseerd op de omgevingsfactoren fijnstof, NO_2 (stikstofdioxide) en omgevingsgeluiden op een beperkt aantal gezondheidseffecten.
In het MGR wordt vooralsnog verondersteld dat de blootstelling aan andere omgevingsfactoren met substantiële effecten op de gezondheid (te weten radon, dioxine, passief roken, ozon, lood, benzeen en formaldehyde; zie de grijsgearceerde regels in Tabel 5) op elk woonadres gelijk is.

Figuur 3 Voorbeeld van blootstelling-responsrelaties uitgedrukt in DALY per jaar per persoon en in een blootstellingsindicator (als kleurcode voor GES-score) voor PM10 (links) en voor geluid van wegverkeer (rechts)



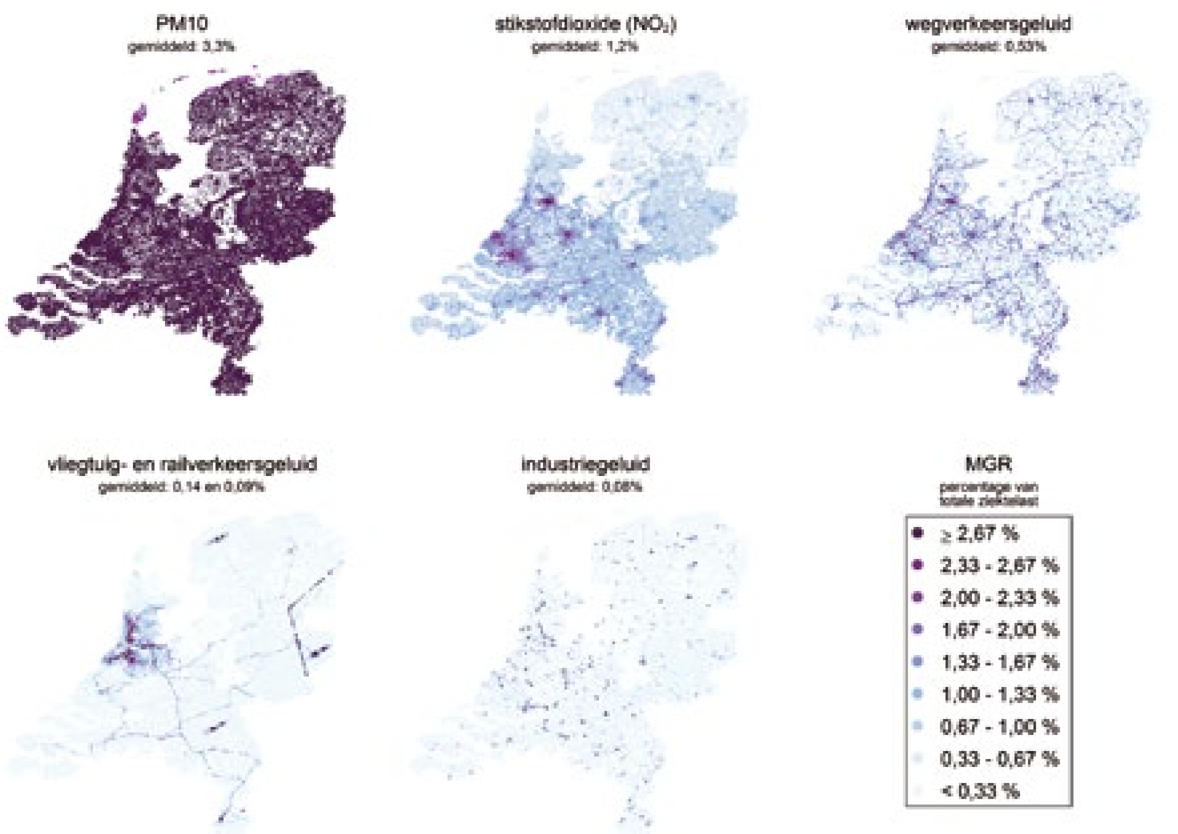


Overeenkomstige factoren uit Tabel 5 zijn ook in Tabel 2 over de GES-score opgenomen (zie paragraaf 3.6).

Voor elke combinatie van milieufactor en gezondheidseffect in Tabel 5 is een blootstelling-responsrelatie beschikbaar, zijn factoren die de ernst van het effect aangeven bekend en weten we op welk leeftijdsvenster de blootstelling-responsrelatie van toepassing is. Voor elke willekeurige concentratie/belasting van de blootstelling-responsrelatie is het mogelijk de gemiddelde ziektelast voor een Nederlander (uitgedrukt in DALY's per jaar per persoon) van de betreffende combinatie van milieufactor en gezondheidseffect te berekenen.
Omdat de verschillende ongelijksoortige effecten nu in dezelfde respons zijn uitgedrukt (DALY's per jaar per persoon), kunnen de effecten voor de verschillende concentraties per milieufactor worden gesommeerd. Het resultaat is één blootstelling-responsrelatie per milieufactor. Dit wordt aan de hand van Figuur 3 geïllustreerd, waarin de blootstelling-responsrelaties voor PM10 en geluid van wegverkeer zijn opgenomen.

De kleurige achtergrond in de grafiek komt overeen met de GES-score voor de betreffende concentratie- of geluidbelastingklasse. Rood komt overeen met tenminste score 6 (onvoldoende), het niveau van de wettelijke grenswaarden.
Figuur 3 maakt duidelijk dat binnen de klassen van GES-scores er verschillen zijn in het gezondheidsrisico en dat het mogelijk is de risico's nauwkeuriger per concentratie of belasting weer te geven. Ook komt naar voren dat dezelfde GES score voor verschillende milieufactoren niet noodzakelijkerwijs hetzelfde gezondheidsrisico (in DALY per jaar per persoon) weergeeft. Het risico voor PM10 van GES-score 6 (rood) ligt bijna een factor 5 hoger dan dat voor geluid door wegverkeer (3.5 miliDALY resp. 17 miliDALY per jaar per persoon)

Figuur 4 Ruimtelijke verdeling van MGR-scores voor PM10, NO_2 en omgevingsgeluid in Nederland als percentage van de totale ziektelast. Daarnaast is het gemiddelde per milieufactor vermeld



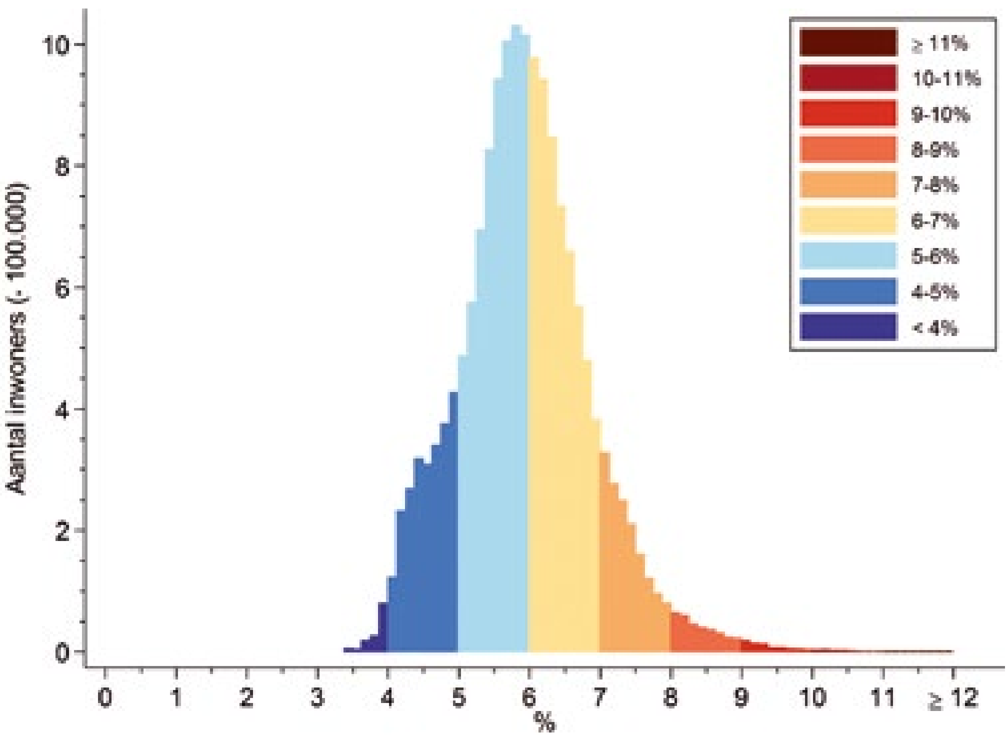
De weergegeven blootstelling-responsrelaties zijn alleen afhankelijk van de blootstelling aan de milieufactor. De relaties zijn met eenvoudige formules te beschrijven. Een belangrijke aanname is dat op elk adres precies dezelfde populatie woonachtig is; een populatie die evenredig is samengesteld uit de gehele Nederlandse bevolking (dus alle leeftijdsgroepen en alle risicogroepen). Verder geldt dat de ziektelastberekening (deels) gebaseerd is op simulatie van de ontwikkeling van ziekte en sterfte over een periode van 20 jaar bij ongewijzigde blootstelling. Het gemiddelde effect per jaar is hieruit afgeleid. Dit leidt tot sterk gegeneraliseerde blootstelling-responsrelaties, die gebaseerd zijn op 'state-of-the-art'-methoden, maar die toch eenvoudig zijn toe te passen.
In hoofdstuk 3 is aangegeven dat een DALY een moeilijk interpreteerbare maat is. Dit geldt evenzeer voor een respons uitgedrukt in miliDALY's per persoon per jaar. Om die reden hebben we ervoor gekozen de MGR-indicator in een meer begrijpelijke schaal uit te drukken. Omdat de DALY een bruikbare maat is om twee of meer situaties onderling te vergelijken, kunnen we de gezondheidsrespons ook uitdrukken ten opzichte van de gemiddelde DALY per persoon die jaarlijks in Nederland verloren gaat (de totale jaarlijkse ziektelast gedeeld door bijna 17 miljoen Nederlanders). De bovenkant van de schaal van de grafieken komt overeen met circa 9% van de totale gemiddelde ziektelast.

Gezien de analogie met de GES-score (diverse milieufactoren met uiteenlopende effecten kunnen in een score worden weergegeven) kan de MGR-indicator ook als een milieukwaliteitsindicator worden toegepast. In Figuur 4 wordt dit verder geïllustreerd door voor elk 6-positie postcodegebied in Nederland voor verschillende milieufactoren het milieugezondheidsrisico als percentage van de totale ziektelast weer te geven.

Boven elk plaatje is ook de gemiddelde MGR-score van alle postcodegebieden van de milieufactor weergegeven. De ziektelast is het grootst voor PM10 (3,3%). Wanneer de gemiddelden van de 7 plaatjes worden gesommeerd, leidt dit tot een ziektelast van 5,9%.

Nu de blootstelling-responsrelaties in dezelfde schaal kunnen worden uitgedrukt, is het ook mogelijk de gezondheidseffecten van verschillende milieufactoren voor hetzelfde woonadres op te tellen (cumulatie van blootstelling). Deze informatie kan worden vertaald naar bijvoorbeeld de verdeling van gezondheidseffecten

Figuur 5 Verdeling van de gecumuleerde MGR-score in de Nederlandse bevolking



over de bevolking van een gebied (stad, regio of land) door gebruik te maken van informatie over de gemiddelde woningbezetting in het betreffende gebied. Als voorbeeld is de verdeling van de gecumuleerde MGR-score in Figuur 5 voor de gehele Nederlandse bevolking weergegeven.

Uit Figuur 5 wordt duidelijk dat in Nederland de MGR-score voor woonadressen sterk uiteen kan lopen van circa 3 tot ongeveer 12%. Dit betekent dat de gecumuleerde milieugerelateerde ziektelast op het woonadres in Nederland circa een factor 4 uiteen kan lopen door ruimtelijke verschillen in blootstelling aan, in dit geval, geluid en luchtverontreiniging.
Uiteraard kan de gecumuleerde MGR-score ook ruimtelijk op een kaartje worden weergegeven, zoals in Figuur 6 voor Utrecht is gedaan. De verdeling van de gecumuleerde MGR-score in Utrecht is ten opzichte van de verdeling voor geheel Nederland zoals weergegeven in Figuur 5 iets naar rechts verschoven; in dit stedelijke gebied is de MGR-score hoger dan de verdeling voor Nederland waarbij ook relatief onbelaste gebieden zijn meegenomen.

De eenvoudige blootstelling-responsrelaties die voor de MGR-score voor de verschillende milieufactoren zijn afgeleid, kunnen ook voor andere doelen worden gebruikt, zoals voor de berekening van de DALY's. Stel dat de gemiddelde blootstelling aan PM10 in Nederland 20 µg/m3 bedraagt, dan kan uit Figuur 3 worden afgeleid dat dit gepaard gaat met een verlies van ongeveer 9 miliDALY per jaar per persoon. Met 16,8 miljoen inwoners, zou dit een jaarlijks verlies van circa 150.000 DALY in Nederland betekenen.

Dit betekent dat bij de vergelijking van verschillende scenario's waarin uiteenlopende milieufactoren relevant zijn, niet alleen het plaatsgebonden milieugezondheidsrisico kan worden beschouwd, maar dat, met een methodiek gebaseerd op eenzelfde grondslag, ook op groepsniveau met een geïntegreerde gezondheidsindicator het milieugezondheidsrisico kan worden vergeleken (de 'plussen' en 'minnen' tezamen). Een verandering in een verkeerscirculatieplan kan bijvoorbeeld leiden tot lokale veranderingen in de MGR-score (door al dan niet meer of minder verkeer in de straat), maar met de MGR-indicator is het ook mogelijk op groepsniveau vast te stellen of er per saldo sprake is van een verbetering of verslechtering.

Figuur 6 Ruimtelijke verdeling van de gecumuleerde MGR in Utrecht



Tabel 6 Gecumuleerde en naar milieufactor uitgesplitste MGR, zowel in percentage als in rangvolgorde, voor een aantal fictieve gemeenten in Nederland

Gemeentenaam*	Gecumuleerd		PM10		NO_2		wegverkeers-geluid		Etc.
	MGR%	rang	MGR%	rang	MGR%	rang	MGR%	rang	
Rommeldam	6.66	(30)	3.33	(18)	1.34	(58)	0.78	(12)	
Hozemond aan Zee	6.65	(31)	3.42	(92)	1.444	(31)	0.72	(27)	
Koudewater	6.63	(32)	3.24	(230)	1.19	(161)	0.49	(224)	
Siddewier	6.63	(33)	3.18	(268)	1.14	(219)	0.52	(155)	
Heksterzwaag	6.62	(34)	3.41	(113)	1.52	(16)	0.52	(159)	
Gepermuiden	6.61	(35)	3.47	(53)	1.59	(9)	0.70	(32)	

* ontleend aan Maarten Toonder

Het is niet alleen mogelijk om de MGR-score uit te splitsen naar omgevingsfactor (luchtverontreiniging, geluid, etc.), maar in principe ook naar bron (bijvoorbeeld weg- en railverkeer) of naar aard van het gezondheidseffect. Dit geeft gebruikers inzicht in de mate waarin lokale factoren bijdragen aan welke gezondheidsrisico’s en daarmee in handelingsperspectief in termen van maatregelen of een aanpassing van plannen.

5.3 Toepassingen en ontwikkeling van de MGR-indicator

Sterkte van de indicator
De kracht van de MGR-indicator is dat deze de (opeenstapeling van) uiteenlopende effecten van verschillende omgevingsfactoren kan berekenen en vergelijken. Daarnaast is de MGR-score een indicator waarmee een risico heel gedetailleerd kan worden weergegeven, tot op de schaal van een woning. Uiteraard is het schaalniveau mede afhankelijk van de kwaliteit van de blootstellingsgevens. Desgewenst kan dit plaatsgebonden risico worden geaggregeerd naar een groter gebied, bijvoorbeeld een wijk, gemeente of provincie. Lokale verschillen in milieukwaliteit kunnen zo onderling, op verschillende aggregatieniveaus, worden vergeleken. De MGR kan dienen om knelpunten aan te geven (waar liggen gebieden met een hoog milieugezondheidsrisico?) maar ook om gebieden te vergelijken.
Een voorbeeld is gegeven in Tabel 6 waarin de rangvolgorde van de gecumuleerde MGR-indicator voor een deel van de gemeenten in Nederland is gegeven, en waarbij de MGR-score is uitgesplitst naar een aantal verschillende milieufactoren. Dit voorbeeld illustreert dat de MGR-score in principe voor benchmarking kan worden gebruikt, waarbij het mogelijk is om inzicht te krijgen in de bijdrage en hun rangvolgorde van de onderliggende milieufactoren.

Doordat de MGR-indicator de milieugezondheidskwaliteit van een gebied weergeeft, kan deze worden ingezet in een bredere afweging van belangen in de leefomgeving, samen met bijvoorbeeld informatie over duurzaamheid, risicobeleving, leefbaarheid, welzijn en sociaaleconomische gezondheidsverschillen. Zo kan de MGR-indicator gebruikt worden om de gezondheidsimpact van plan-alternatieven te vergelijken. In tegenstelling tot andere risicomaten kan de MGR-indicator ook positieve effecten omvatten, zoals de bijdrage van groen aan de gezondheid.

Ontwikkelpunten van de indicator
Uiteraard kent de MGR-indicator ook ontwikkelpunten. Allereerst beperkt deze milieukwaliteitsindicator zich tot effecten voor de mens; effecten op flora en fauna zijn er niet in opgenomen.

De MGR-indicator is momenteel gericht op de blootstelling aan omgevingsfactoren op het woonadres, zoals buitenluchtverontreiniging en geluid, die, geaggregeerd voor geheel Nederland, aan een substantieel deel van de milieugerelateerde ziektelast bijdragen. Voor deze omgevingsfactoren zijn ook voor geheel Nederland blootstellingsgegevens beschikbaar, zodat (relatief eenvoudig) een voor deze factoren een landsdekkend beeld van de milieugezondheidsrisico kan worden gegeven, inclusief het risico door hun cumulatie. Lokale bronnen, zoals bodemverontreining, veiligheidsrisico’s van industrie of geur van veehou-

derij, zijn (nog) niet in de MGR-indicator opgenomen. In de milieugerelateerde ziektelast van Nederland draagt bodemverontreiniging waarschijnlijk minder bij dan geluid en luchtverontreiniging; op lokaal niveau is dit niet systematisch in beeld gebracht. Deze lokale risico's komen in principe in een MGR-indicator beter tot hun recht dan in een ziektelastberekening voor geheel Nederland.

Het is denkbaar dat ook de risico's en effecten van externe veiligheid in een MGR-indicator kunnen worden ondergebracht. De mogelijk grote gevolgen van zeer kleine kansen sluiten echter niet goed aan bij het karakter van de MGR-indicator waarin risico's op effecten zijn ondergebracht die over het algemeen een gevolg zijn van een blootstelling met een duur van soms enkele uren, maar meestal van enige jaren. Aanbevolen wordt om te onderzoeken of voor het externe veiligheidsdomein ook een indicator zou kunnen worden gemaakt die risico's en hun uiteenlopende effecten op een vergelijkbare wijze beschrijft.
Zoals in hoofdstuk 4 is beschreven, is het niet evident hoe bepaalde schadelijke effecten gemeten in dierexperimenteel onderzoek naar aandoeningen in de mensen kunnen worden vertaald.[24] Nog niet alle risico's zijn daarom op te nemen in de MGR-indicator.

Daarnaast zijn er verschillen in opvatting over gezondheid tussen diverse stakeholders. Dit speelt ook een rol bij de toepassing van de DALY en daarmee met de MGR-score. Zo zijn er bijvoorbeeld discussies of de DALY in de loop der jaren zich niet te veel is gaan richten op het kwantificeren van gezondheidsverlies en daarmee is gaan afwijken van de oorspronkelijk wens om het verlies aan welbevinden te meten. Het ligt daarom in de rede om op enigerlei moment stakeholders te betrekken bij het definieren van de relevante gezondheidseffecten die ten grondslag liggen aan de MGR-score en de weegfactoren die hiervoor worden gehanteerd. Dit speelt men name voor geluid- en geurhinder. Deze effecten spelen een belangrijke rol bij de normering van geluid en stank, maar zijn geen ziekten, waardoor er in ziektelastenberekeningen niet eenduidig met deze effecten wordt omgegaan. Ook biedt de discussie met stakeholders een mogelijke oplossingsrichting voor de manier waarop effecten uit dierexperimenteel onderzoek kunnen worden betrokken in de MGR-score.
Een ander ontwikkelpunt is dat de MGR-indicator hoogrisicogroepen op basis van verhoogde gevoeligheid niet specifiek beschermt, omdat ervan wordt uitgegaan dat overal de 'gemiddelde' Nederlandse bevolking woont. Kanttekening hierbij is dat bij gecumuleerde blootstelling het begrip 'risicogroep' minder eenduidig is dan bij enkelvoudige blootstelling. Zo worden jongeren en ouderen veelal als risicogroep aangewezen, maar zijn bijvoorbeeld mensen met een leeftijd tussen de 40 en 60 jaar wat betreft hinder en slaapverstoring juist het meest geluidgevoelig. Dit voorbeeld illustreert dat we gedurende onze levensloop verschillende fasen van verhoogde gevoeligheid voor uiteenlopende risicofactoren zullen doorlopen en het roept de vraag op of met een instrument de problematiek van hoogrisicogroepen adequaat kan worden aangepakt.
In het milieudomein bestaat de praktijk om met gedragsadviezen (bijvoorbeeld bij smogepisodes, hitteplan) en door het aanwijzen van gevoelige bestemmingen flankerend beleid voor hoogrisicogroepen te voeren, in aanvulling op de bescherming van hoogrisicogroepen via normstelling. Bezien kan worden of voor gevoelige bestemmingen instrumenten in de geest van de MGR-score kunnen worden ontwikkeld, die inspelen op de specifieke problematiek van de deelpopulatie van deze gevoeldige bestemmingen, zoals een 'MGR-score voor basisscholen'.

Zoals eerder aangegeven, zijn er voor bepaalde chemische stoffen meerdere blootstellingsroutes mogelijk en treedt de blootstelling niet alleen op het woonadres op, maar bijvoorbeeld ook tijdens verplaatsingen, het werk of via de voeding. In theorie lijkt het mogelijk om de MGR-score te verfijnen naar het risico als gevolg van de totale blootstelling op individueel niveau via verschillende blootstellingsroutes. Een vereiste is

[24] Een mogelijke oplossingsrichting is om na te gaan in hoeverre het mogelijk is dergelijke effecten naar ernst te classificeren in een aantal rubrieken en deze rubrieken vervolgens door middel van expert judgement te voorzien van een weegfactor en een ziektestadiumduur. Deze kenmerken zouden vervolgens kunnen leiden tot een YLD (years lived with disability). Een dergelijk voorstel voor classificatie van schadelijke effecten in dierexperimenteel onderzoek is eerder uitgewerkt door Bos *et al.* (2009) waarbij de categorieën 'no-health impact', 'low-health impact', 'moderate-health impact' en 'severe-health impact' werden onderscheiden. Tevens stelden de auteurs een geavanceerde vorm van probabilische risk assessment voor met als doel voor de mens zo realistisch mogelijke dosis-responsrelaties voor deze categorieën te construeren. De gedachte van een eenvoudige classificatie van effecten komt overeen met de beginpraktijk van ziektelastberekeningen in de vorm van DALY's. Voor de eerste excercities werden op basis van 22 medische condities, 7 'ernstklasses' geformuleerd en van een weegfactor voorzien.

Tabel 7 Enkele verschillen tussen de DALY-indicator, GES-indicator en MGR-indicator

Gewenste kenmerken van indicator	DALY	GES score	MGR
Vergelijking ongelijksoortige risico's	++	++	++
Geeft plaatsgebonden risico weer	-	++	++
Indicatie voor ziektelast	++	-	++
Gevoelig voor kleine veranderingen	++	+/- [1)]	++
Geeft relatieve indicatie van ernst	++	+	++
Geeft vergelijking met norm	-	++	-
Makkelijk te berekenen	+/-	++	++
Makkelijk op kaart weer te geven	+/-	++	++
Cumulatief	++	--	++
Gebaseerd op eenduidige definitie gezondheidsimpact	+	-	+

[1)] afhankelijk van of verandering precies op scheidslijn tussen klassen valt

dan dat de blootstelling ook op individueel niveau wordt vastgesteld of dat de individuele interne blootstelling wordt gemodelleerd.

Het is gewenst om een indruk te krijgen wat de bijdrage aan de MGR-score in 'hot spots' kan zijn van additionale milieufactoren (anders dan de 'klassieke' luchtverontreinigingscomponenten en geluidbronnen) om te beoordelen of, vanuit pragmatisch oogpunt, kan worden volstaan met het in kaart brengen van een beperkt aantal omgevingsfactoren, of dat een 'allesomvattende' methodiek benodigd is. Mocht dit laatste het geval zijn, dan lijkt het zinvol een systematiek te ontwikkelen waarin trapsgewijs steeds complexere instrumenten kunnen worden ingezet om de risico's door omgevingsfactoren, daar waar gewenst en noodzakelijk, adequater te beschrijven.

Het RIVM is bezig met het verzamelen van gegevens om de MGR-indicator te kunnen verbreden (thema groen) en het uittesten van de MGR-indicator in casusssen op het gebied van een infrastructurele ingreep. Eerder ontworpen afwegingsinstrumenten voor milieu en gezondheid, zoals de IVM-milieu-belastingsindex (Sol *et al.*, 1995) en het afwegingskader Milieu en Gezondheid, zijn door de Gezondheidsraad beoordeeld (Gezondheidsraad, 1995a). Het verdient aanbeveling op enig moment een dergelijke toetsing ook voor de MGR-indicator uit te voeren.

Indicatoren voor gezondheidseffecten nogmaals vergeleken
In paragraaf 3.6 staan al enkele voor- en nadelen van de verschillende indicatortypen. Daaruit valt deels af te leiden in welke mate indicatoren geschikt zijn voor een specifieke toepassing. Er bestaan geen 'goede of foute indicatoren' en er bestaat ook geen 'one size fits all'-oplossing. De geschiktheid van een indicator of afwegingsmethodiek hangt af van de probleemstelling, de vraagsteller, het schaalniveau en de beschikbare data. Het klinkt vanzelfsprekend, maar het is belangrijk om bij de keuze van de indicatoren de achterliggende vraag goed scherp te hebben. Is het de bedoeling om twee alternatieven af te wegen en de meest gezondheidsvriendelijke variant te bepalen? Gaat het om de kosteneffectiviteit van maatregelen? Of is het met name de bedoeling om de blootstelling van milieufactoren met gezondheidsrisico's in de tijd te volgen? In de eerste twee gevallen is vaak een kwantitatieve inschatting met wellicht complexere indicatoren nodig, terwijl in het laatste geval ook een milieukwaliteits- of blootstellingsindicator zou kunnen volstaan.
Voor de complexere indicatoren zijn de verschillen in Tabel 7 op een rijtje gezet.

5.4 Toekomstige mogelijkheden van gebruik van de MGR-indicator

Het RIVM ziet mogelijkheden de MGR-indicator uit te breiden met meer omgevingsfactoren, bijvoorbeeld met aspecten die de gezondheid in positieve zin kunnen beïnvloeden, zoals bewegen en de aanwezigheid van groen. Door meerdere omgevingsfactoren – zowel positieve als negatieve – in het systeem te implementeren, eventueel in de vorm van een aparte indicator voor positieve aspecten, kan de MGR-score in complexe situaties gebruikt worden om de uiteenlopende gezondheidseffecten van omgevingsfactoren af te

wegen. De MGR-indicator is ook een handig instrument voor visievorming. Het instrument kan ingezet worden in een bredere afweging van belangen in de leefomgeving, samen met informatie over duurzaamheid, risicobeleving, leefbaarheid, welzijn en gezondheidsbevordering.

6
Beoordeling van situaties waarvoor gezondheidskundige advieswaarden en normen ontbreken of omstreden zijn

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft situaties waarbij normen en gezondheidskundige advieswaarden niet volledig de relevante vraagstukken beschrijven, omstreden zijn of ontbreken. Dit ontbreken van relevante en onomstreden normen kan de beoordeling en afweging belemmeren over de inpasbaarheid van een activiteit of project in het kader van het omgevingsbeleid.

Leeswijzer
Allereerst wordt aan de hand van voorbeelden van stressfactoren ingegaan op de aard van de onvolledigheid of onvolkomenheid van de normen, tegen de achtergrond van de omvang van gezondheidskundige effecten of van de bezorgdheid van burgers. Ook gaan we in op de redenen waarom normen ontbreken en op welke termijn verwacht mag worden dat er aanvullingen in de normen kunnen worden vastgesteld.
Ten tweede komt de vraag aan de orde hoe besluitvorming op basis van de huidige regels gestalte kan krijgen bij het ontbreken van normen. We presenteren governance benaderingen die zijn afgestemd op de aard van het risicovraagstuk en lichten toe hoe het (risico)beoordelingsproces met stakeholders verder ontwikkeld kan worden.

Kernboodschappen
- Voor verschillende stressfactoren zijn onvolkomenheden geconstateerd in de normering, die door middel van gericht onderzoek kunnen worden verkleind;
- Voor nieuwe stressfactoren zijn (nog) geen normen vastgesteld, doordat onvoldoende kennis is verzameld of doordat de relatie tussen blootstelling en effecten op de gezondheid te complex is;
- Wetenschappelijk onderzoek ter onderbouwing van normen kan jaren tot decennia duren. In afwachting van de resultaten zal in besluitvorming rekening moeten worden gehouden met onzekerheden. Op basis van onzekere kennis kunnen ook interim regels worden gesteld;
- Naarmate risicovraagstukken ingewikkelder worden of de meningen erover meer verschillen, zullen bij afwegingen en keuzen over veranderingen in de leefomgeving ook morele aspecten, zoals vrijwilligheid (wordt een gezondheidsbedreiging opgelegd of is het een keuze?) en billijkheid (geaccepteerde verdeling van lusten en lasten) aan de orde zijn. Welke voorzorgsmaatregelen of keuzes voor de inrichting van de

leefomgeving voldoende in verhouding staan tot het onzekere risicoprobleem kan door overheden, bedrijven en burgers in samenspraak worden bepaald;

- Met het beoordelingskader Gezondheid en Milieu is een overzichtelijke, transparante en gestandaardiseerde beschrijving van de situatie mogelijk,kan informatie over veronderstelde en bewezen gezondheidseffecten worden verzameld en argumentatie van betrokken partijen worden geëxpliciteerd. Dit beoordelingskader kan verder worden uitgebouwd en het gebruik ervan kan steeds aan de hand van praktijkervaringen worden geëvalueerd.

6.2 Voor welke stressoren ontbreken gezondheidskundige advieswaarden of normen?

Er zijn stressfactoren waarvoor (nog) geen gezondheidskundige advieswaarde of normen zijn vastgesteld. Soms gaat het om nieuwe risico's en stressoren, maar vaak ook over al langer bekende stressfactoren. Ook zijn er stressoren waarvoor de normen omstreden zijn omdat de normen gebruikt worden voor situaties waarvoor ze oorspronkelijk eigenlijk niet bedoeld waren of omdat normen onvoldoende houvast bieden voor risicobeoordeling in het omgevingsbeleid.
De oorzaken voor het ontbreken van adequate normen lopen uiteen. Emissie- en blootstellingsroutes kunnen bijvoorbeeld enige tijd als niet relevant worden ingeschat, waardoor geen kennis wordt verzameld. Bij bijvoorbeeld infectieziekten is de relatie tussen omgevingskwaliteit, feitelijke blootstelling en de infectie in sommige gevallen te indirect of te complex en gevarieerd om zinvolle omgevingskwaliteitsnormen te kunnen stellen. Omgevingsnormen worden dan niet als voldoende doeltreffend en doelmatig gezien. Normen kunnen omstreden raken als gevolg van nieuwe kennis. Ook kan er (maatschappelijke) controverse ontstaan over wat een nadelig en onaanvaardbaar gezondheidseffect geacht wordt, zoals bij elektromagnetische velden het geval is.

Voor nieuwe risicoproblemen ontbreken normen aanvankelijk altijd. Eerst moet kennis ontwikkeld worden, waarna eventuele problemen geagendeerd worden en pas dan kunnen normen worden gesteld. Onder nieuwe risico's scharen we problemen die voortkomen uit innovatieve technologieën (genetisch gemodificeerde organismen, nanotechnologie, 'geo-engeneering', synthetische biologie), maar ook nieuwe manifestaties van al bestaande risico's, waar technologieën zich anders dan voorheen uiten. Denk daarbij aan elektromagnetische velden (EMV) door draadloze (mobiele) communicatie of zoönosen van veehouderij. EMV van draadloze communicatie is al lang bekend, letterlijk van radio en tv, maar de enorm snelle intrede van nieuwe technieken voor mobiele telefonie en draadloos internet heeft tot vragen, en bij sommigen zorgen, geleid over de lange-termijn veiligheid en mogelijke effecten bij gevoelige groepen. Dergelijke vragen hebben zich niet beperkt tot draadloze communicatie, maar hebben zich uitgebreid tot vragen en zorgen over elektriciteitstransport en -gebruik.
Zoönosen van veehouderij zijn al langer bestaande en bekende problemen. De uitbraak van Q-koorts rond geitenhouderijen was echter een verrassing en heeft aandacht voor zoönosen en de mogelijkheid van nieuwe vormen van zoönosen vernieuwd en versterkt. Deze aandacht voor zoönosen van veehouderij is niet beperkt tot Q-koorts en betreft inmiddels zorg over de inpasbaarheid van de intensieve veehouderij als sector, waarbij ook fijnstofuitworp, stank, emissies van stoffen, landschappelijke inpasbaarheid, duurzaamheid en dierenwelzijn aan de orde komen. Voor sommige van die stressoren bestaan normen of gezondheidskundige advieswaarden, maar voor het merendeel niet.

Nieuwe risicoproblemen zijn behalve onzeker vaak ook complex. De risico-veroorzakende activiteit of technologie kan grote maatschappelijke voordelen hebben die zeker bij nieuwe vormen van bestaande risico's al diep ingebed kunnen zijn in sociaal-economisch-culturele structuren en daarmee samenhangende belangen. Dat bemoeilijkt de mogelijkheden en het draagvlak voor het nemen van maatregelen om risico's te beperken of te voorkomen. De uiteenlopende belangen leiden er ook toe dat er bij nieuwe risicoproblemen sprake is van 'ambiguïteit' en waardeconflicten: partijen zijn het er dan niet over eens welke waarden er in het geding zijn. Gezondheidsargumenten worden dan als 'breekijzer' in het debat gebruikt, terwijl de onderliggende zorgen over andere zaken kunnen gaan. Zo spelen in de discussie over mogelijke effecten van windturbines vragen over geluid, laag-frequente trillingen, slagschaduw en lichtreflectie van de rotor bladen, EMV

van de elektriciteitsproductie en transport, aantasting van landschappelijke waarden en schade aan (trek) vogels een rol. Dat geldt ook voor zorgen over prijsdaling van woningen in de buurt van windturbines, en gevoelens over (on)rechtvaardigheid (wie profiteert en wie draagt de nadelen van de risico-veroorzakende activiteit). Lang niet voor al deze stressfactoren die met windturbines samenhangen, zijn normen of gezondheidskundige advieswaarden beschikbaar en een deel van de zorgen gaat over andere zaken dan gezondheid. In de volgende paragrafen worden voorbeelden beschreven en worden de achtergronden omschreven waarom normen onvolkomen zijn, deels ontbreken, of omstreden zijn. Dit is geen compleet overzicht.

6.3 Voorbeelden van stressoren waarvoor gezondheidskundige advieswaarden en normen onvolkomenheden kennen, omstreden zijn of ontbreken

6.3.1 Bestaande risicoproblemen

Chemische stoffen
Voor veel van de duizenden chemische stoffen die in omloop zijn, ontbreken nog gezondheidskundige advieswaarden en normen voor de omgevingskwaliteit, vooral door gebrek aan gegevens en kennis over risico's van die stoffen[25].
Er is een aantal redenen waarom gezondheidskundige advieswaarden en normen voor chemische stoffen onvolkomenheden kennen of soms omstreden blijken in de praktijk.
Voor veel stoffen is er nieuwe informatie over nieuwe gezondheidskundige eindpunten, of informatie over specifieke risicogroepen. Zo vestigt de Gezondheidsraad de aandacht op het belang van blootstelling voorafgaand aan de geboorte en heel vroeg in het leven wanneer de kwetsbaarheid voor blijvende gezondheidsschade het grootst is. Voor verschillende stoffen is gezondheidsschade door prenatale blootstelling aangetoond, waarschijnlijk of mogelijk. De Gezondheidsraad meent verder dat in de Europese chemicaliënwetgeving REACH meer aandacht naar immuno- en neurotoxiciteit uit moet gaan.
Daarnaast speelt bij chemische stoffen altijd de vraag of normen voor individuele stoffen wel voldoende bescherming geven tegen gecombineerde blootstelling aan mengsels van stoffen. Er zijn protocollen waarmee rekening gehouden kan worden met mengseltoxiciteit, maar de concrete invulling in normstellingskaders ontbreekt vooralsnog.
Tot slot gaat in toenemende mate aandacht uit naar stoffen die, zelfs bij onverwacht lage concentraties, de hormoonhuishouding van mens en dier kunnen beïnvloeden. In EU-verband wordt gekeken naar wetenschappelijke criteria die de onderbouwing hiervoor moeten leveren. De uitkomst daarvan zal doorwerken bij de afleiding van gezondheidskundige advieswaarden voor chemische stoffen.

---

[25] Deze situatie is sterk aan het veranderen door de invoering van REACH, de Europese verordening voor chemische stoffen. Daarin is voorgeschreven dat de registrant van chemische stoffen informatie over die stof beschikbaar stelt. Tot die informatie, die afhankelijk is van het volume en de gevaarseigenschappen van de stof, behoort de DNEL (Derived No Effect Level) voor humane gezondheidseffecten en de PNEC (Predicted No Effect Concentration) voor ecosysteemeffecten. Deze DNEL en PNEC zijn in grote lijnen vergelijkbaar met een gezondheidskundige advieswaarde of MTR. De DNEL- en PNEC-informatie is daarom in principe bruikbaar voor toepassing en toetsing in het omgevingsbeleid. Een systematische analyse op bruikbaarheid van DNEL en PNEC in omgevingsbeleid, omgevingsvisie, of vergunningverlening ontbreekt nog. De vanuit REACH beschikbare gezondheidskundige advieswaarden zijn door de registrant afgeleid zonder verdere toetsing door overheid op wetenschappelijke juistheid en volledigheid. Bovendien is een aantal stofgroepen (gedeeltelijk) uitgezonderd van REACH-verplichtingen, zoals (dier)geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen, radioactieve stoffen en biociden. Voor die stofgroepen levert REACH dus geen PNECs of DNELs. Het Nederlandse strategisch beleid voor chemische stoffen stoelt op drie uitgangspunten: verstandig, voorzichtig en met voorzorg omgaan met stoffen. Verstandig impliceert aandacht voor generieke preventie en risicomanagement; normstelling is hierbij een belangrijk instrument. Voorzichtig betekent dat rekening moet worden gehouden met potentiële effecten die niet (allemaal) in een norm (kunnen) zijn meegewogen. De Nederlandse overheid past Voorzorg toe voor Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). ZZS zijn gevaarlijk voor mens en milieu, omdat deze stoffen, bijvoorbeeld, kankerverwekkend zijn of de voortplanting belemmeren of persistent, bio-accumulerend en toxisch zijn. Doel is om ZZS te weren uit onze leefomgeving of ten minste beneden een verwaarloosbaar risiconiveau te brengen en te houden. Momenteel zijn er ongeveer 1300 stoffen die aan de ZZS criteria voldoen. Voor aantal ZZS ontbreken vooralsnog vastgestelde gezondheidskundige advieswaarden of normen. De uitwerking van het ZZS-beleid richting vergunningverlening vindt nu plaats, inclusief de mate en wijze waarin normstelling naast emissiebeperking zal worden ingezet.

Gewasbeschermingsmiddelen
Nederland kent een hoog gebruik van gewasbeschermingsmiddelen per hectare landbouwgrond. Bij de hoge bevolkingsdichtheid en een sterke verwevenheid van gebruiksfuncties in ons land kan dit gewasbeschermingsmiddelengebruik leiden tot een aanzienlijke belasting van de leefomgeving.

Toelating van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland is gereguleerd in de Europese Verordening van gewasbeschermingsmiddelen voor het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen (EG 1107/2009) en in de Wet- , het Besluit-, en de Regeling Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden (WGB, BGB en RGB)[26]. Modellen en gegevens die worden gehanteerd kunnen afwijken van de onderbouwing van de normen voor de omgevingskwaliteit (m.n. oppervlaktewater, zie hoofdstuk 4).
De normen voor oppervlaktewater worden op meerdere plaatsen overschreden. Daar zijn de volgende oorzaken voor te noemen: onjuist gebruik van toegelaten middelen, het achterwege laten van voorgeschreven emissiebeperkende middelen, verontreiniging van oppervlaktewater door afvalstromen in de agrarische bedrijfsvoering, emissie via routes die niet of ontoereikend gemodelleerd zijn bij de toelating, en de mogelijkheid dat oppervlaktewater meerdere malen wordt belast door toepassingen op verschillende teelten (cumulatie). De huidige overschrijdingen van de oppervlaktewaternormen hebben geen effecten op de volksgezondheid maar wel effecten op het ecosysteem tot gevolg.

In Nederland wordt de blootstelling van omwonenden aan gewasbeschermingsmiddelen bij kassen al langere tijd specifiek beoordeeld. Aangenomen werd dat als de blootstelling van degene die het gewasbeschermingsmiddel toepast niet tot nadelige gezondheidseffecten leidt, deze conclusie ook zou gelden voor de blootstelling van omwonenden aan gewasbeschermingsmiddelen bij de overige toepassingen.
In Nederland wonen circa 90.000 mensen binnen 50 meter van een landbouwperceel (Bogers *et al.*, 2014). Omwonenden melden gezondheidsklachten (misselijkheid, irritatie van ogen, lippen en bovenste luchtwegen) in relatie tot gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Wetenschappelijk onderzoek in het buitenland geeft aanwijzingen voor mogelijke nadelige gezondheidseffecten bij omwonenden, maar biedt onvoldoende bewijs voor een oorzakelijk verband. De Gezondheidsraad adviseerde in 2014, op basis van de lacunes in kennis en signalen over mogelijke effecten en het relatief hoge gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland, om blootstellingonderzoek onder omwonenden uit te voeren (Gezondheidsraad, 2014). Het RIVM is gestart met de voorbereiding van een dergelijk onderzoek. Het onderzoek is gericht op het kennen van de blootstelling van omwonenden door het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de leefomgeving, zowel intern (te bepalen met biomonitoring) als extern (te bepalen met milieumetingen). Daarbij komt de vraag aan de orde of omwonenden meer zijn blootgesteld dan niet-omwonenden. Daarnaast voert het RIVM in 2014 een verkennende studie uit naar de wijze waarop effecten op omwonenden in beeld gebracht zouden kunnen worden. Op geleide van de resultaten zal worden bezien of verder gezondheidsonderzoek nodig is, of dat maatregelen genomen kunnen worden. Verder onderzoek zou zich ook kunnen richten op het voldoende begrijpen van milieufactoren die de blootstelling bepalen, om zo maatregelen te kunnen nemen in het kader van de toelating of de ruimtelijke ordening. Vooruitlopend op de uitkomsten van onderzoek en op een Europees geharmoniseerde methode om adequaat de blootstelling van omwonenden in de toelatingsprocedure te betrekken, hanteert het College voor de Toelating van Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden (Ctgb) methoden uit enkele EU-lidstaten om de risico's van het spuiten van gewasbeschermingsmiddelen voor omwonenden te bepalen. Voor huidige toelatingen wordt op verzoek van de Tweede Kamer door het Ctgb een aanvullende beoordeling van het risico voor omwonenden uitgevoerd. Bij middelen waar onaanvaardbare risico's worden gevonden, zullen passende maatregelen in de toelating worden genomen in overeenstemming met de Verordening.

---

[26] Uitgangspunt voor deze kaders is een hoog beschermingsniveau voor mens, dier en milieu, zodat middelen niet toelaatbaar zijn tenzij is aangetoond dat deze veilig zijn. Het toelatingsproces is een Europees geharmoniseerd traject bestaande uit een stofplaatsing en een middeltoelating. Bij de stofplaatsing worden de werkzame stoffen geplaatst op een Europese lijst van goedgekeurde stoffen. Daarbij worden ook toxicologische eindpunten vastgesteld. Daarna herbeoordelen alle lidstaten hun afgegeven middeltoelatingen en nieuwe aanvragen tot toelating op basis van deze nieuw vastgestelde toxicologische eindpunten. Bij deze herbeoordeling wordt gebruik gemaakt van Europees vastgestelde Guidance Documenten, waarin beoordelingsmethodieken zijn uitgewerkt. Voor zover geen Guidance Document beschikbaar is, wordt op basis van expertise een beoordeling opgesteld. De Verordening laat weinig ruimte voor nationale werkwijzen.

Elektromagnetische velden

Voor elektromagnetische velden (EMV) bestaat een uitgebreid stelsel van blootstellingslimieten bestaande uit basisrestricties en daarvan afgeleide referentieniveaus, en bijbehorende producteisen. Met uitzondering van producteisen, waaraan producten moeten voldoen voordat ze in Europa op de markt mogen worden gebracht, en blootstellingslimieten in arbeidssituaties, hebben deze geen wettelijk verankering. De limieten zijn door de International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection (ICNIRP) afgeleid van (internationaal) bepaalde no-effect levels bij relatief hoge blootstellingen. De EU heeft de ICNIRP-limieten overgenomen in haar aanbeveling voor de bescherming van de bevolking. In de praktijk blijft de blootstelling op plaatsen die voor de bevolking toegankelijk zijn, ruim onder de limieten. Overheid en bedrijfsleven gaan ervan uit dat er geen risico's zijn voor de gezondheid zolang er voldaan wordt aan de blootstellingslimieten van de ICNIRP. Tegelijkertijd bestaat wetenschappelijke onzekerheid over mogelijke gezondheidseffecten op de lange termijn. Zo zijn er aanwijzingen dat kinderen die langdurig in de buurt van bovengrondse elektriciteitslijnen wonen, meer kans hebben op leukemie dan kinderen die daar verder vanaf wonen. Ook zijn er vragen over mogelijk verhoogd risico op hersenkanker als gevolg van langdurig mobiel bellen (hoogfrequente elektromagnetische velden). Er zijn inmiddels duizenden onderzoeken gedaan ook naar andere effecten dan kanker, zoals effecten op vruchtbaarheid, leerprestaties, lichamelijke gezondheidsklachten en 'elektrogevoeligheid'. Er komt echter geen duidelijk beeld naar voren uit alle onderzoeken over mogelijke risico's bij de huidige blootstelling aan EMV. De overheid volgt het oordeel van de Gezondheidsraad en de WHO: nadelige gezondheidseffecten zijn niet bewezen, maar ook niet geheel uit te sluiten.
Onder de verschillende belanghebbenden bestaan grote verschillen in perceptie van de mogelijke risico's als gevolg van blootstelling aan elektromagnetische velden. De emoties lopen soms hoog op, bijvoorbeeld op informatieavonden bij de aanleg van nieuwe hoogspanningslijnen of de plaatsing van zendmasten voor mobiele communicatie. Bewoners van gebieden waar een nieuwe hoogspanningslijn wordt aangelegd of een zendmast wordt geplaatst, vrezen de mogelijke gezondheidseffecten en voeren deze aan om de aanleg of plaatsing tegen te houden. Sommige bewoners vinden het onrechtvaardig dat zij gezondheidsrisico's lopen doordat anderen elektriciteit gebruiken of mobiel bellen.

Mede in verband met de onzekere gezondheidseffecten en de daarmee samenhangende onrust onder de bevolking is in de praktijk aanvullend beleid ontwikkeld rond bovengrondse hoogspanningslijnen en plaatsing van antennes voor mobiele communicatie.
Zo wordt door de Nederlandse Rijksoverheid geadviseerd om uit voorzorg zoveel als redelijkerwijs is te vermijden dat er nieuwe situaties ontstaan waarbij kinderen langdurig verblijven in het gebied rond bovengrondse hoogspanningslijnen waarbinnen het jaargemiddelde magneetveld hoger is dan 0,4 microTesla. Met nieuwe situaties wordt bedoeld: nieuwe gevoelige bestemmingen (woningen, scholen, crèches en kinderopvangplaatsen) bij bestaande hoogspanningslijnen, of nieuwe hoogspanningslijnen bij bestaande gevoelige bestemmingen. Hoewel dit geen norm 'de jure' is, blijkt het in de praktijk wel een 'de facto' norm. De overheid achtte het alleen proportioneel om voorzorg toe te passen op bovengrondse hoogspanningslijnen in nieuwe situaties en niet in bestaande situaties.

Nederland heeft sinds 2000 het Nationaal Antennebeleid, dat is gericht op het plaatsen van antennes volgens de wet- en regelgeving op het gebied van volksgezondheid, veiligheid, milieu, bouw en ruimtelijke ordening. Tot de maatregelen behoren het verstrekken van informatie aan de samenleving over het antennebeleid en gezondheid (via het Antennebureau en het Antenneregister) en informatievoorziening over concrete plaatsingen (door aanbieders van mobiele communicatie). In het kader van het Nationaal Antennebeleid hebben de Rijksoverheid, de VNG en de aanbieders van mobiele communicatie een convenant gesloten dat onder andere de procedure bij plaatsing van zendmasten vastlegt. Zendmasten voor mobiele communicatie die lager zijn dan 5 meter, zijn vergunningsvrij. Instemming van bewoners van het gebouw waarop een antenne-installatie wordt geplaatst, is noodzakelijk. Daarnaast bepaalt het convenant dat aanbieders ervoor zorgen dat op vrij toegankelijke plaatsen de velden van antenne-installaties niet hoger zijn dan de referentieniveaus volgens de Europese aanbeveling.

In omliggende landen wordt vaak een ander beleid voorgestaan dan in Nederland. Zo hebben sommige landen geen voorzorgbeleid voor hoogspanningslijnen zoals in Nederland, maar weer wel voor mobiele communicatie. De (voorzorgs-)maatregelen zijn echter niet onomstreden: sommige partijen menen dat de maatregelen buiten proportie kostbaar zijn; anderen claimen dat de ICNIRP-normen ordegroottes naar

beneden bijgesteld moeten worden en vinden dat Nederland gezien de wetenschappelijke onzekerheid net als enkele omliggende landen ook een voorzorgbeleid voor mobiele communicatie zou moeten toepassen. Het is niet te verwachten dat nieuw wetenschappelijke onderzoek snel onzekerheden zal wegnemen en duidelijkheid zal verschaffen.

Geluid

Voor geluid is er een stelsel van normen gericht op onder meer wegverkeer, vliegverkeer en treinverkeer, industrie en windturbines, zoals beschreven in het bijlagenrapport (Roels *et al.*, 2014). Voor nieuwe bronnen en situaties zijn die niet altijd zonder meer van toepassing. Naast normen zijn er gezondheidskundige streef- of advieswaarden van WHO en GR beschikbaar, die zijn afgeleid van wetenschappelijke kennis over de relatie tussen geluidniveaus en het optreden van (ernstige) hinder, slaapverstoring, effecten op een aantal cardiovasculaire eindpunten (ischemische hartziekten (wegverkeer)), hypertensie (vliegverkeer) en cognitieve effecten bij kinderen (school).

De beschikbare blootstelling-effectrelaties voor geluid zijn bron-specifiek; bij gelijke geluidniveaus is de beoordeling van de verschillende bronnen anders. Geluid van windturbines en vliegverkeer wordt door omwonenden bij lagere geluidniveaus al als zeer hinderlijk ervaren, anders dan bij de beoordeling van de geluidbelasting van weg- en railverkeer. Bij hinder van geluid spelen ook contextuele en persoonlijke factoren een rol (voor een overzicht hiervan: zie Dusseldorp *et al.*, 2011), zoals de waardering van de maatschappelijke voordelen van de bron, de (economische) relatie van omwonenden met de bron, verwachtingen ten aanzien van toekomstig geluid, eventuele ‘politiek-bestuurlijke controverses’ met betrekking tot de bron, zoals bij de uitbreiding van een vliegveld, of aanleg dan wel intensivering van gebruik van spoorlijnen. Dit alles betekent dat voor nieuwe geluidbronnen niet zonder meer de ‘oude’ blootstelling-effectrelaties en normen of gezondheidskundige advieswaarden gebruikt kunnen worden. Dit bleek bijvoorbeeld bij de introductie van de hoge snelheidslijn (HSL). Het geluid van de HSL heeft een ander karakter en wordt anders gewaardeerd dan het geluid van traditioneel treinverkeer. De context speelde bovendien een belangrijke rol: het betrof nieuwe blootgestelden (verandering versus steady state) en in het begin werd oud materieel gebruikt.
Ook het geluid van windturbines blijkt al bij lagere niveaus tot ernstige hinder te leiden (Janssen *et al.*, 2011), mogelijk door het sterk fluctuerende karakter ervan. Hiermee wordt in de regelgeving rekening gehouden[27].

Bij alle bronnen van geluid kunnen fysische aspecten, anders dan het equivalente geluidniveau, van invloed zijn op de ervaring van hinder, zoals trillingen en een laag frequente component. Bovendien moet rekening worden gehouden met cumulatie met geluid van andere bronnen. De perceptie en fysieke hinder daarvan is vaak moeilijk te onderscheiden van de hinder van het (hoorbare) geluid zelf. Er kan sprake zijn van versterking, er wordt bijvoorbeeld meer hinder van geluid ervaren als er trillingen aanwezig zijn bij railverkeer. Er kan ook sprake zijn van maskering: hoe meer geluid, des te minder trillingen worden ervaren. Ook is het mogelijk dat trillingen van treinen meer worden waargenomen als er geluidschermen zijn geplaatst (zie Van Kempen *et al.*, 2013). Bij windturbines wordt de hinder vaak toegeschreven aan de laagfrequente component, maar er is nog geen evidentie dat dit een factor van belang is (Van Kamp *et al.*, 2013).
Ten slotte kan de perceptie van andere (risico)aspecten van de bron een rol spelen, zoals het geschatte risico van de veiligheid bij het transport van gevaarlijke stoffen. Met al deze factoren, zowel fysische als maatschappelijke en persoonlijke factoren, die bovendien per situatie kunnen verschillen, moet bij de interpretatie van hinder rekening worden gehouden.

Op grond van de geluidbelasting kan berekend worden welk percentage van de blootgestelden naar verwachting (ernstig) gehinderd is. Hierbij wordt de geluidbelasting op de gevel van de woning gebruikt om het percentage hinder te berekenen. De geluidbelasting wordt via blootstelling-responsrelaties omgezet naar een verwacht percentage hinder. Omdat de blootstelling-responsrelatie op een groot aantal onderzoeken en mensen gebaseerd is, geeft de curve het gemiddelde beeld goed weer. De consequentie is dat er lokaal (kleine groepen, specifieke omstandigheden) belangrijke afwijkingen van het gemiddelde mogelijk zijn. De

[27] Besluit tot wijziging van het besluit algemene regels voor inrichtingen milieubeheer en het Besluit omgevingsrecht (wijziging milieuregels windturbines) Staatsblad, 2010, 749.

blootstelling-responsrelaties zijn niet (goed) toepasbaar voor lokale situaties waarin de geluidbelasting is veranderd of gaat veranderen. Gezien de huidige kennis, kan in dergelijke situaties alleen met enquêtes een goed beeld van de omvang van de hinder worden verkregen.

Geur
Het normenstelsel voor het reguleren van geur in de omgeving is beschreven in het bijlagenrapport (Roels *et al.*, 2014). Het gaat om een uitgebreide set van regelingen, deels bedrijfstak specifiek. Niettemin vallen sommige geurbelasting veroorzakende activiteiten buiten deze regelingen. In de bestaande regelingen wordt rekening gehouden met de geurconcentratie, de geurwaardering (hedonische waarde) en (ernstige) hinder.
De hedonische waarde is in principe constant en wordt volgens een NEN-procesnorm vastgesteld. De maatschappelijke acceptatie van een geur kan beïnvloed worden door recente ervaring, zoals giflozingen bij industriële bronnen. Ook de geur van mest van de veehouderij, in het verleden vooral als hinderlijk ervaren, kan na de Q-koortsuitbraak en de brede maatschappelijke discussie over de toekomst van de veehouderij ook worden geassocieerd met ziekten en daardoor nu als hinderlijker ervaren worden. Dergelijke veranderende waarderingen kunnen ertoe leiden dat eerdere normen voor geur in de praktijk niet langer voldoen om hinder te voorkomen. Ook demografische ontwikkelingen kunnen tot een andere waardering leiden (bijvoorbeeld komst niet-plattelanders in agrarisch gebied).
Voor veehouderij is bovendien de geurbelasting van het houden van dieren wel gereguleerd en genormeerd, maar de geurbelasting door het uitrijden van mest niet[28]. Dit is een voorbeeld van één stressfactor, vanuit één sector waarbij voor een deel van de activiteiten wel en voor andere, samenhangende activiteiten, geen algemene omgevingsnormen zijn.

Endotoxinen
Voor endotoxinen (celwandresten van bacteriën) wordt de door de Gezondheidsraad aanbevolen norm nog uitgewerkt zodat deze ter bescherming van de gezondheid van omwonenden van veehouderijen kan worden toegepast bij het verlenen van de omgevingsvergunning milieu. Borging in regelgeving zal na die uitwerking en na maatschappelijke afweging plaatsvinden. Voor de fijnstofemissie van veehouderijen zijn er uitvoerige tabellen met emissiefactoren opgesteld om bij vergunningverlening rekening te houden met staltype en diersoort. Hier ligt een grote hoeveelheid onderzoek aan ten grondslag. Voor endotoxinen zal er, naast het bepalen van de norm voor de omgevingskwaliteit, ook een kennisbasis worden opgebouwd vergelijkbaar met die voor fijnstof.

Geneesmiddelen
Nederland kent een hoog gebruik van (dier)geneesmiddelen. Dit kan leiden tot een aanzienlijke belasting van de leefomgeving. Deze belasting leidt waarschijnlijk niet tot nadelige gezondheidseffecten, maar milieueffecten zijn wel mogelijk.
Registratie van (dier)geneesmiddelen gebeurt op basis van Europese wet- en regelgeving met een eigen systeem van normen. Bij geneesmiddelen mag de milieubeoordeling niet worden meegewogen in de registratie. Bij diergeneesmiddelen moet dat wel, maar het maakt registratie, ook van stoffen die tot milieuproblemen kunnen leiden, niet onmogelijk (baten-lastenafweging).

Resten van geneesmiddelen worden aangetroffen in rioolwater en oppervlaktewater. Deze stoffen worden niet allemaal goed afgebroken in de rioolwaterzuivering. Drinkwaterzuivering is effectief waardoor de gehaltes geneesmiddelen in drinkwater zeer laag zijn en geen risico vormen voor de gezondheid van de bevolking. Hoewel op basis van gegevens over verbruik en omzetting de blootstelling van de bevolking aan restanten van geneesmiddelen redelijk voorspeld kan worden, is in feite onbekend hoeveel geneesmiddelen en afbraakproducten er in totaal aanwezig zijn en welke stoffen dat precies zijn. Mogelijk hebben geneesmiddelen in oppervlaktewater gevolgen voor ecosystemen, hoewel hierover nog weinig bekend is. Voor een tiental stoffen zijn milieukwaliteitsnormen afgeleid, maar nog niet alle zijn opgenomen in een wettelijke

[28] Dat wil echter niet zeggen dat het uitrijden van mest ongenormeerd is. Zo zijn er normen voor manier van uitrijden van mest, voor de tijd van het jaar, en voor verschillende typen ondergrond om de ammoniakemissie te reduceren. Deze normen zijn echter primair gericht op reductie van de stikstofuitworp en niet zo zeer op geurbelasting.

regeling. Omdat de koppeling tussen registratie en bescherming van de algemene milieukwaliteit zwak is bij (dier)geneesmiddelen (zie boven), kunnen overschrijdingen van de norm voor de kwaliteit van oppervlaktewater en bijbehorende effecten optreden.

Geneesmiddelen hebben vaak een specifieke werking en kunnen een verstorende invloed hebben op het hormoonsysteem van waterorganismen, hun zenuwstelsel, groei of voortplanting. Een stof als ethinylestradiol ('de pil') heeft geen jaarlijkse vracht van tonnen, maar van slechts enkele kilogrammen. Desondanks blijken effecten op het milieu zeker niet uit te sluiten.
In de veehouderij vragen de toepassing van met name antibiotica en middelen tegen parasieten aandacht. Effecten op bodemorganismen als gevolg van het behandelen van vee met middelen tegen parasieten zijn niet uit te sluiten. Het verbruik aan antibiotica in de veehouderij is een veelvoud van het antibioticagebruik bij mensen. Resten van antibiotica worden met mest op het land gebracht. Er zijn geen gegevens dat deze diffuse verspreiding negatieve gevolgen voor het milieu heeft. Een recente ontwikkeling is de (co-)vergisting van mest. Bij deze vergisting ontstaat een waterige afvalstroom die al dan niet via het riool op het oppervlaktewater geloosd wordt. Deze route is niet beoordeeld bij de registratie. Ook ontstaat bij het gebruik van antibiotica antibioticaresistentie (zie hieronder). Deze resistentie kan vervolgens via bodem, water en lucht worden verspreid. De factoren die resistentie tegen geneeskundig relevante antibiotica (en de mate van overdracht) bepalen - resistentiegenen - kunnen worden gezien als een milieuverontreiniging (Mc Vey en Montforts, 2012).

Antimicrobiële resistentie (AMR)
Resistentie betekent dat een organisme, zoals een bacterie, weerstand heeft of zelfs ongevoelig is voor een stof, zoals een antibioticum of een biocide[29]. Het ontstaan van resistentie is een natuurlijk proces. Elk gebruik van antibioticum leidt uiteindelijk tot resistentie, omdat de minst gevoelige individuen overblijven en zich vervolgens kunnen vermeerderen. Deze ongevoelige individuen dragen resistentiegenen bij zich, die hen ongevoelig maakt. Resistentie in de vorm van genetische informatie kan worden doorgegeven tussen micro-organismen. Dit gebeurt niet alleen in het ziekenhuis of in de veehouderij, maar ook in oppervlaktewater, het mariene milieu en in de bodem. Onder gunstige omstandigheden kunnen de individuen met deze resistentie zich vermeerderen ten koste van andere individuen. Micro-organismen en vrije genen kunnen via de leefomgeving verspreid worden. Daarnaast komt afval dat resistentiegenen bevat weer in het milieu terecht met afvalwater en mest.

Het milieu is dus een reservoir van resistente bacteriën en de resistentiegenen. Resistentie kan lokaal vóórkomen, maar ook aanwezig zijn in de wijdere leefomgeving. Ziekteverwekkers kunnen zo resistentie tegen veel, en zelfs alle, antibiotica verkrijgen. Een infectie is dan niet meer te behandelen (Kumarasamy *et al.*, 2010). Vóórkomen, vermeerdering en verspreiding gebeurt op verschillende schaalniveaus en tussen verschillende systemen. De (potentie tot) resistentievorming vormt geen onderdeel van de huidige normstellings- of risicobeoordelingssystematiek van stoffen.

Epidemiologisch onderzoek in het buitenland geeft aanwijzingen dat de blootstelling aan bemeste akkers bijdraagt aan het vóórkomen van MRSA bij omwonenden (Casey *et al.*, 2013). Een causaal verband tussen de aanwezigheid van antibiotica in het milieu en de aanwezigheid van antibioticaresistente bacteriën in het milieu is nog niet aangetoond. Voor de aanwezigheid van resistente bacteriën geldt dat deze bacteriën voornamelijk 'resistent en wel' uit de rioolwaterzuivering komen of met de mest mee naar het water spoelen, zo blijkt uit recent onderzoek van het RIVM (Blaak *et al.*, 2011 en Blaak *et al.*, 2014). Aanwezigheid van diverse soorten vervuilende stoffen (zoals antibiotica, biociden en zware metalen) in het oppervlaktewater zorgt evenwel voor een omgeving waarin deze bacteriën mogelijk een voordeel hebben. Ook zou die aanwezigheid de overdracht van resistentiegenen makkelijker kunnen maken. Welke rol deze milieuroutes spelen in falen van klinische behandeling en daarmee in ziektelast, naast verspreiding van antibioticaresistentie via voedsel en andere routes vanuit veehouderijen en klinieken, verdient nader onderzoek.

---

[29] Met antibioticum wordt doorgaans een stof aangeduid met een (dier)geneeskundige toepassing ter bestrijding van infecties met bacteriën. Een middel bedoeld voor desinfectie zonder geneeskundige claim, van bijvoorbeeld een oppervlak of van de huid, is een biocide.

Infectieziektes en zoönosen

Zoönosen zijn infectieziekten waarvan de veroorzakende ziekteverwekkers van dier op mens kunnen overgaan. Zoönosen zijn niet alleen schadelijk voor de volksgezondheid, en soms ook voor de diergezondheid, maar kunnen ook grote economische gevolgen hebben (bijvoorbeeld hoge kosten van preventieve maatregelen bij mensen en dieren, behandeling van besmette mensen en economische schade door verloren handelswaarde). Door ecologische veranderingen, vooral door ingrijpen van de mens, maar ook door veranderingen in klimaat, is de verwachting dat zoönosen met wildlife als reservoir in de toekomst steeds belangrijker gaan worden (Graveland *et al.*, 2013). Om een goede schatting te kunnen maken van het risico van een pathogeen is het van belang om kennis te hebben over de ecologie van de gastheer. Het (snel) identificeren van (opkomende) zoönosen en het doeltreffend nemen van maatregelen vergt aandacht vanuit de beleidsterreinen van volksgezondheid, natuurbeheer en de fysieke leefomgeving. Op het terrein van infectieziekten(bestrijding) is normering van de kwaliteit van de omgeving nog een minder gangbaar instrument in vergelijking tot het omgevingsbeleid. Het infectieziektenbeleid is primair gericht op het zo goed mogelijk voorkómen en beperken van verspreiding van ziekteverwekkers. Hygiëne, het beperken van contacten, vaccinatie of zelfs het uitroeien van ziekteverwekkers (bijvoorbeeld bij pokken) wordt doeltreffender en doelmatiger geacht dan het stellen van omgevingsnormen.

Micro-organismen kunnen bovendien nieuwe eigenschappen ontwikkelen, door recombinatie van erfelijk materiaal. Dit kan het ziekmakend vermogen van het micro-organisme sterk beïnvloeden. Zo kunnen nieuwe vormen van griepvirussen ontstaan die kunnen overgaan van vogels of varkens naar de mens, of bij Q-koorts van geiten naar de mens. Dit zijn voorbeelden van 'emerging zoönosen'[30].
Historisch bestond de aandacht voor infectieziekten vooral in het medisch-microbiologische domein; het

Tabel 8 Geschatte incidentie van een aantal zoönosen en belangrijke overdrachtroute

Ziekte	Geschatte incidentie in Nederland	Overdrachtroute
Q-koorts	19 gemelde gevallen (2013)	Overdracht van Coxiellaburnetii bacterie vindt plaats vanuit melkgeiten- of (melk)schapenbedrijven, met name bij aflammeren en bij gevallen van abortus
Ziekte van Lyme	Circa 22.000 huisartsregistraties EM (2009)	
Toxoplasma	• Verworden toxoplasmose (met chorioretinitis: ooginfectie): 426 gevallen (2012) • Congenitaletoxoplasmose: 356 gevallen (2012)	Parasiet bij katten, overdracht door contact met uitwerpselen, bijv. door spelen in zandbak, en via onvoldoende verhit vlees
Campylobacteriose	Circa 100.000 gevallen (2012)	O.a. via pluimveevlees
Hantavirus infectie	24 gemelde gevallen (2012)	Inademen virusdeeltjes via urine en feces van knaagdieren, m.n. in afgesloten ruimten
Echinococcose	3 gemelde in Nederland opgelopen gevallen	Vossenlintwormeitjes mogelijk via besmet bosfruit of contact met vossen
Psittacose (papegaaienziekte)	46 gemelde gevallen (2012)	Contact met (huis)vogels en pluimvee
Dermaphytose (ringworm)	Circa 30/1000 gevallen per jaar	Huidschimmel, direct contact met dieren

[30] The WHO/FAO/OIE joint consultation on emerging zoonotic diseases held in Geneva, 3-5 May 2004, defined an emerging zoonosis as "a zoonosis that is newly recognized or newly evolved, or that has occurred previously but shows an increase in incidence or expansion in geographical, host or vector range".

werd niet zozeer als een probleem gezien waar ook omgevingsbeleid voor nodig was. Uitbraken van bijvoorbeeld legionella, infecties bij zwemmen in oppervlaktewateren bij warm weer en Q-koorts hebben duidelijk gemaakt dat het meenemen van het volksgezondheidsaspect in omgevingsbeleid, ook in afwezigheid van gezondheidskundige milieukwaliteitseisen, noodzakelijk is, zeker in een dichtbevolkt land waarin veehouderij zo een prominente economische activiteit is en waar de recreatiedruk in natuurgebieden relatief hoog is.

De zoönosen komen voort uit veehouderij, huisdieren en wilde dieren.
In principe kunnen alle contacten tussen dieren en mensen tot overdracht van ziekteverwekkers leiden. Naast direct contact met dieren en overdracht via dierlijke producten is ook overdracht via contact met mest, grond, planten of via de lucht of water mogelijk. Zo kunnen mensen bijvoorbeeld besmet raken met zoönosen door wandelen in de natuur (bijvoorbeeld de ziekte van Lyme door een beet van een besmette teek, een vossenlintworm door het eten van besmette bosbessen, bramen of paddenstoelen), zwemmen (bijvoorbeeld zwemmersjeuk door het eendenwormpje, de ziekte van Weil van rattenurine), spelen in de zandbak (Toxocara spoelworm in uitwerpselen van honden of katten, Toxoplasma parasiet van katten) en op reis in het buitenland (brucellose en tuberculose, hondsdolheid, MERS).
Jonge kinderen, ouderen, zwangere vrouwen en mensen met een niet goed functionerend immuunsysteem zijn risicogroepen, evenals beroepsmatig blootgestelden. Tabel 8 gebaseerd op het Nationaal Kompas Volksgezondheid[31] geeft een overzicht van de incidentie van de meest voorkomende zoönosen in Nederland.

Voor Q-koorts is de incidentie weer terug op het niveau van voor de uitbraak; tijdens de piek van uitbraak in 2009 werden er circa 2.350 nieuwe gevallen gemeld. Het hoogste aantal sterfgevallen per jaar was 11 in 2010. Schattingen van de totale ziektelast voor zoönosen, bijvoorbeeld aan de hand van DALY's in Nederland ontbreken nog. Wel is er een schatting gemaakt van de ziektelast van de Q-koortsuitbraak over de periode 2007-2011 (Van Asseldonk *et al.*, 2013). De ziektelast van de Q-koorts in die periode met 4107 gemelde gevallen, 749 ziekenhuisopnames en 24 sterfgevallen wordt geschat op 2462 DALY over 5 jaar, gemiddeld dus bijna 500 DALY per jaar. Met een achtergrondincidentie van circa 20-25 gemelde gevallen per jaar, komt dit ruwweg neer op 10-15 DALY per jaar.

Om de verspreiding van zoönosen te voorkomen en te beheersen is veel geregeld in Nederland. (Dieren) artsen, dierhouders en laboratoria hebben een meldingsplicht voor specifieke aandoeningen. Meldingsplichtige zoönosen zijn zoönosen waarbij (afhankelijk van de regelgeving) bij een verdenking op of bevestiging van de ziekte binnen een bepaalde termijn een melding dient te worden gedaan aan een bevoegde autoriteit. Behandelend artsen en medisch microbiologische laboratoria zijn, op basis van de Wet Publieke Gezondheid (WPG) verplicht een aantal infectieziekten te melden bij de GGD. Dierenartsen zijn, op basis van de Gezondheids- en Welzijnswet voor Dieren, verplicht een aantal dierziekten te melden bij de NVWA. Wanneer de NVWA een veterinaire melding krijgt van een zoönose, meldt zij dit schriftelijk aan de burgemeester van de betreffende gemeente met een afschrift aan de betreffende GGD die daarop, indien nodig, actie kan ondernemen in het humane domein. Tevens kan de GGD in het geval van een humane melding van een zoönose (met name bij een uitbraak van voedselinfectie) de NVWA vragen bronopsporing te doen in het kader van de volksgezondheid. In sommige gevallen zijn ook dierhouders of laboratoria verplicht melding te doen van een zoönose. Verder moeten bedrijfsartsen zoönosen opgelopen tijdens het werk melden bij het Nederlands Centrum voor Beroepsziekten.

Om de vroegsignalering van 'opkomende' zoönosen en niet-meldingsplichtige zoönosen te verbeteren is in 2011 de 'zoönosestructuur' ingericht. Doel van deze risico-analysestructuur is dat signalen die op een (opkomende) zoönose kunnen duiden, worden herkend en dat tijdig actie wordt ondernomen, in samenwerking tussen verschillende partijen uit het humane en veterinaire domein. De zoönosestructuur is vergelijkbaar met de structuur voor de bestrijding van infectieziekten in het algemeen. De signalering van opkomende zoönosen kan ook aanleiding zijn voor risicocommunicatie naar het algemeen publiek, bijvoorbeeld voorlichting in de provincie Limburg over het ontwormen van honden en koken van bosfruit vanwege mogelijke besmetting met (eitjes van) de vossenlintworm.

[31] Nationaal Kompas Volksgezondheid (http://www.nationaalkompas.nl/gezondheid-en-ziekte/ziekten-en-aandoeningen/infectieziekten-en-parasitaire-ziekten/zoonosen/omvang/)

De Nederlandse veehouderij intensiveert; er vindt schaalvergroting plaats en het aantal ‘megastallen’ neemt toe. Uitbreiding, her- of nieuwvestiging van (intensieve) veehouderij leidt tot veel vragen van burgers en gemeenten over de mogelijke gezondheidsrisico’s die verbonden zijn met de intensieve veehouderij en de afstanden die men minimaal zou moeten aanhouden tussen veehouderijen onderling en tussen veehouderijen en gevoelige bestemmingen als woningen.
Gemeenten worstelen met de vraag hoe het volksgezondheidsaspect meegewogen kan worden in besluitvormingsprocedures m.b.t. vergunningverlening.

Er ontbreekt een (wettelijk) beoordelingskader m.b.t. de gezondheidsrisico’s van zoönosen. Er is nog onvoldoende wetenschappelijk inzicht in de infectierisico’s voor omwonenden van intensieve veehouderij. Alleen voor Q-koorts zijn onderzoeksgegevens beschikbaar en die duiden op een verhoogd risico van infectie en ziekte bij omwonenden in relatie tot de afstand van woonhuis tot melkgeitenbedrijven. Voor de andere zoönosen geldt dat er geen onderbouwde uitspraken kunnen worden gedaan over het gezondheidsrisico in relatie tot de afstand tot een veehouderij, omdat er onvoldoende onderzoek naar is verricht (RIVM, 2012b). Daarnaast zijn ook andere aspecten dan zoönosen in het geding.

In 2014 is het wetsvoorstel Dieraantallen en Volksgezondheid gepubliceerd (zie ook Tweede Kamer 2012-2013). Het doel van de regeling is om aantallen dieren te reguleren in het belang van de volksgezondheid. De regeling biedt het bestuur van een provincie of een gemeente een wettelijke mogelijkheid om veedichte gebieden aan te wijzen en in deze gebieden grenzen te stellen aan:

- het totaal aantal dieren dat tezamen door alle veehouderijlocaties kan worden gehouden of;
- het totaal aantal dieren dat per veehouderijlocatie kan worden gehouden of;
- het totaal aantal dieren dat op veehouderijlocaties per oppervlakte eenheid kan worden gehouden (dierintensiteit).

De regulering van dieraantallen vindt plaats op basis van het bij beschikking vast te stellen aantal dieren dat ten hoogste op veehouderijlocaties in een aangewezen gebied kan worden gehouden. Onderscheid kan worden gemaakt naar diersoorten, delen van een aangewezen gebied en naar bedrijfstypes afhankelijk van de vastgestelde gezondheidsrisico’s.
De maatregelen kunnen worden genomen indien op basis van een risicoanalyse is onderbouwd en aangetoond dat er een relatie is tussen gezondheidsrisico’s voor de mens en het aantal dieren in een aan te wijzen gebied. Het betreft gezondheidsrisico’s in brede zin, zoals zoönosen, geur, fijnstof en endotoxinen. De wettelijke voorziening is aanvullend op het omgevingsrecht en de regels die zijn vastgesteld met het oog op dierziektebestrijding, en maakt het mogelijk sturende maatregelen te nemen ten aanzien van dieraantallen.

Het verdient aanbeveling om voor endemische, omgevingskwaliteit gerelateerde zoönosen, schattingen van de ziektelast (DALY’s) en de ziektekosten te maken. Dit teneinde de impact op de gezondheid vergelijkbaar te kunnen maken met die van andere omgevingsfactoren, en om kosten-effectiviteitsoverwegingen in het omgevingsbeleid te ondersteunen, bijvoorbeeld ten behoeve van aanwijzing van veedichte gebieden, zoals bedoeld in het wetsvoorstel Dieraantallen en Volksgezondheid, en om endemische, omgevingskwaliteit gerelateerde zoönosen toe te voegen aan de MGR-indicator, nadat uit onderzoek voldoende is gebleken dat de betreffende zoönosen omgevingskwaliteit gerelateerd zijn.

Het is duidelijk dat nog veel informatie nodig is om iets te kunnen zeggen over de infectierisico’s voor omwonenden en veehouderijen. Met het oog daarop wordt in 2013-2016 in opdracht van de ministeries van VWS en EZ het onderzoeksprogramma Veehouderij en Gezondheid Omwonenden uitgevoerd in samenwerking tussen RIVM, IRAS, NIVEL en WUR. In dit programma wordt onderzoek gedaan naar relaties tussen de blootstelling van omwonenden aan zoönoseverwekkers (en resistente micro-organismen, fijnstof en endotoxinen) en gezondheidseffecten. Hoewel dit onderzoek veel kennis zal opleveren over de relatie tussen blootstelling en gezondheidseffecten, zal dit echter naar verwachting niet leiden tot een volledig inzicht in de zoönotische risico’s voor omwonenden. Dit omdat vele, verschillende factoren (diersoort, houderijsysteem, technische maatregelen, lokale omgevingsfactoren, meteorologische omstandigheden, diversiteit zoönoseverwekkers, bedrijfsmanagement etc.) van invloed zijn op het daadwerkelijke risico voor omwonenden. Wel kan de verkregen kennis bijdragen aan de wetenschappelijke basis die nodig is voor het opstellen van een beoordelingskader en het vaststellen

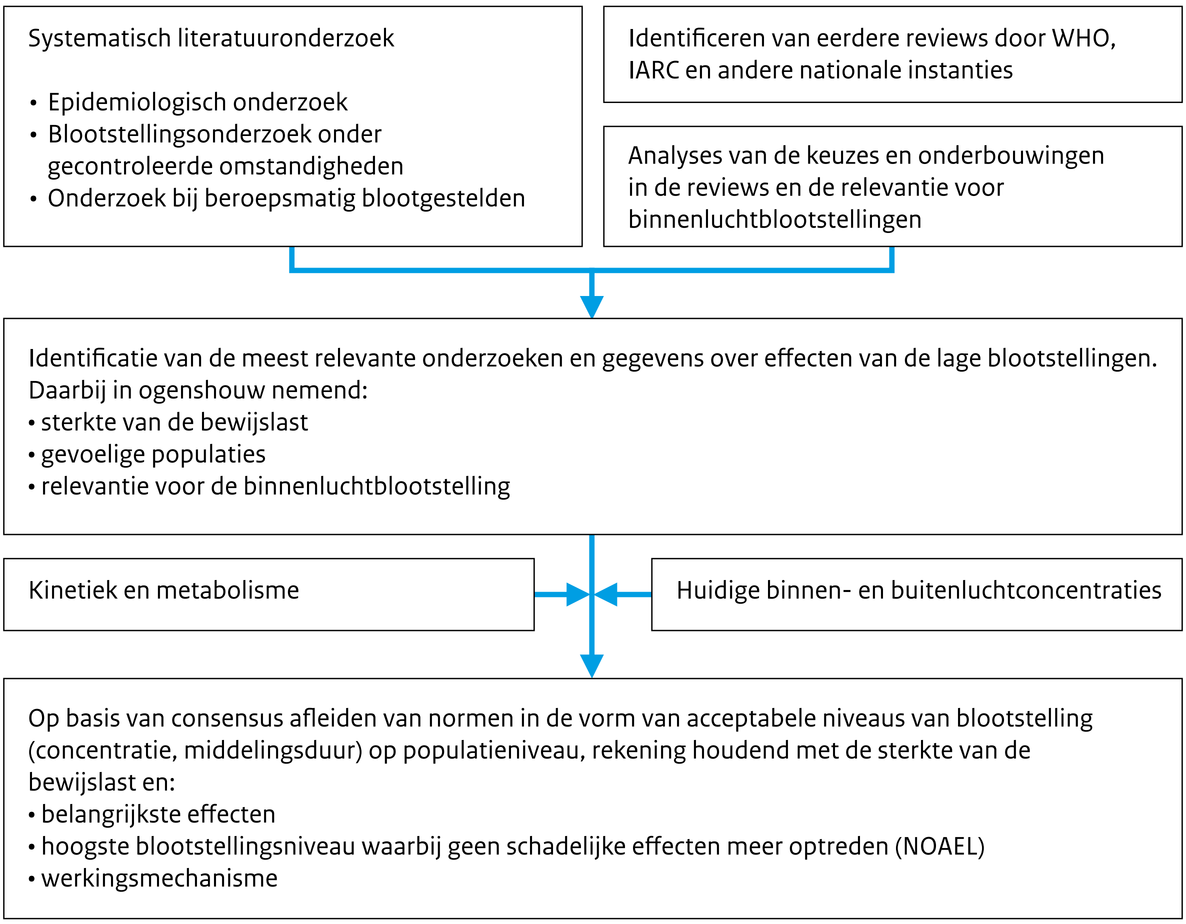
van normen voor microbiële emissies gerelateerd aan acceptabele gezondheidsrisico's voor omwonenden.

6.3.2 Nieuwe risicoproblemen waarvoor gezondheidskundige advieswaarden en normen ontbreken

Voor nieuwe risicoproblemen ontbreken normen aanvankelijk altijd. Eerst moeten problemen herkend worden en kennis ontwikkeld worden. De problemen worden beleidsmatig geagendeerd, en als onderdeel van dat beleid, zouden normen gesteld kunnen worden. Nieuwe risicoproblemen zijn een belangrijk aandachtsgebied voor de overheid. Dit komt onder meer tot uiting in de hiervoor genoemde 'zoönosenstructuur', in de behoefte van het ministerie van IenM aan signalering over Milieu-Gezond-heidsproblemen (RIVM), aan verkenningen van het PBL, signalementen van de Gezondheidsraads-commissie Signalering Gezondheid en Milieu, en in de Nationale Risicobeoordeling van het ministerie Veiligheid en Justitie. Deze activiteiten beogen om vroegtijdig problemen te identificeren, te agenderen en om tijdig de capaciteiten te ontwikkelen om de nieuwe risico's te beperken tot een aanvaardbaar niveau.

We onderscheiden twee vormen van signalering[32]. De eerste en meest voorkomende vorm is 'kortetermijnsignalering' waarbij nieuwe informatie en inzichten over deels al bekende stressoren van bronnen en technologieën worden gesignaleerd en worden vertaald naar mogelijke gezondheid- en veiligheidsrisico's. Dit zijn risico's die nu al geagendeerd worden, of soms zelfs al in beheerfase zijn, maar waarvan met nieuwe inzichten nog niet met zekerheid is vast te stellen wat precies de aard en omvang op gezondheid of veiligheid zijn, en of die risico's met het bestaande instrumentarium voldoende beperkt zijn. Bij deze vorm van signalering staat de vraag centraal of nieuwe of aanvullende regels en instrumenten nodig zijn voor risicobeheersing; het opstellen van normen kan daar deel van uitmaken.

Figuur 7 Schets van het proces van afleiding van gezondheidskundige advieswaarden voor de luchtkwaliteit



[32] Naar Gezondheidsraad (2008).

De tweede vorm van signaleren heeft een langere tijdshorizon met een meer verkennende blik in de verdere toekomst: horizonverkenning. Hier worden ontwikkelingen gesignaleerd in maatschappij, wetenschap en technologie waarvan de snelheid en precieze aard van de ontwikkelingen zelf, laat staan die van de mogelijke risico's nog niet goed te duiden zijn, maar waarvan aangenomen wordt dat er naast potentiële voordelen ook potentiële nadelen en risico's zijn. Centraal staat hier het tijdig ontwikkelen van expertise, het monitoren van de ontwikkelingen zelf, het ontwikkelen van institutionele kaders, het schatten van potentiele aard en omvang van risico's en in tweede instantie, waar nodig het stellen van (interim)regels, waaronder eventueel omgevingskwaliteitsnormen.

Voorbeelden van dergelijke nieuwe risico's zijn problemen die kunnen ontstaan door de implementatie van nieuwe technologieën, zoals nieuwe (toepassingen van) chemische stoffen, nanotechnologie, synthetische biologie, smart grids of door aanpassingen aan (autonome) ontwikkelingen (vergrijzing, klimaat verandering, uitputting grondstoffen). Denk bijvoorbeeld aan nieuwe vormen van (duurzame) energieopwekking, CO_2-opslag, en de opslag, het transport en gebruik van (nieuwe) energiedragers, zoals LNG (Liquified Natural Gas) en waterstof.

Bij incidenten met nieuwe risico's, zoals een uitbraak van nieuwe zoönosen of bij grote maatschappelijke onrust rond nieuwe technologieën, moeten al op korte termijn maatregelen worden genomen op basis van beperkte kennis. Wanneer in latere fasen aanleiding wordt gevonden om (toegepast) onderzoek te intensiveren, zoals rond gezondheidsrisico's voor omwonenden van veehouderijen en bij de toepassing van gewasbeschermingsmiddelen op landbouwpercelen, is het nadeel dat de lange onderzoekduur ervoor zorgt dat de overheid niet snel kan inspelen op maatschappelijke signalen. Deze situatie veroorzaakt onrust of ontevredenheid (zie EEA, 2013).

Wanneer omgevingsnormen als doeltreffende en doelmatige instrumenten worden gezien voor risicobeheersing, dan zijn er twee denkrichtingen, die eventueel naast elkaar plaats kunnen vinden. Een relatief snel traject is het opstellen van pragmatische (interim)adviezen of regels zonder een uitgebreide wetenschappelijke onderbouwing. Dit kunnen bijvoorbeeld minimale afstandsregels zijn tussen bronnen en gevoelige objecten, of op voorzorg, stand-still of ALARA overwegingen gebaseerde kwaliteitseisen. Pragmatische regels, zonder wetenschappelijke onderbouwing, maken het moeilijk om inhoudelijk heldere en consistente afwegingen te maken van de risico's tegen de maatschappelijke voordelen.
Een relatief lang traject, zeker bij nieuwe risico's, is het ontwikkelen van wetenschappelijke kennisbasis en het daarvan afleiden van aanvaardbaar geachte risiconiveaus. Het ontwikkelen van wetenschappelijke kennis en het afleiden van gezondheidskundige advieswaarden neemt in de regel eerder decennia dan jaren in beslag. Longitudinaal onderzoek in de bevolking, een van de krachtigste informatiebronnen om zicht te krijgen op eventuele lange termijn effecten, duurt ook vaak decennia. Een synthese van de nieuwe wetenschappelijke kennis, tot soms duizenden publicaties die in samenhang geïnterpreteerd moeten worden, vergt ook veel tijd.

Figuur 7, naar WHO, 2010, laat voor de luchtkwaliteit zien welke bronnen van informatie gebruikt worden voor de afleiding van de gezondheidskundige advieswaarde. Naast epidemiologisch en toxicologisch onderzoek worden onderzoek uit arbeidssituaties meegenomen. Die onderzoeken worden geïnterpreteerd in het licht van niveaus van verontreiniging en van de kennis over omzetting van de stof in het lichaam (kinetiek en metabolisme). Dit laatste bepaalt hoe lang de stof in het lichaam blijft en ook of de stof door het lichaam wordt omgezet in onschadelijke of juiste schadelijke componenten. Bij de uiteindelijke bepaling van de gezondheidskundige advieswaarde wordt rekening gehouden met de meest gevoelige nadelige gezondheidseffecten, bijvoorbeeld wanneer een stof meerdere effecten veroorzaakt. Zo leidt blootstellen aan formaldehyde tot slijmvliesirritatie en geurhinder, maar is de stof ook kankerverwekkend.
Voor de afleiding van de gezondheidskundige advieswaarde zijn dus onderzoeksgegevens uit meerdere disciplines nodig. Wanneer die kennisbasis er is, dan kan vaak in één tot enkele jaren tijd een gezondheidskundige advieswaarde afgeleid worden. Opbouw van de wetenschappelijke kennisbasis, meestal over decennia, is dus de belangrijkste tijdsfactor. In de tussenliggende periode moeten beleidsbeslissingen genomen worden op de eerste nog beperkte kennis, met inherent grotere onzekerheden.

Ook in de beheerfase van hardnekkige problemen blijft er wetenschappelijke kennisontwikkeling aan de

Tabel 9 Een ordening van stressfactoren naar gezondheidseffecten en bezorgdheid

Bron/driver	Stressor en effect	Sterfte	Ziekte	Hinder	Mate van zekerheid		Bezorgd-heid
					Kans	Effect	
Wegverkeer	Effecten en ziektelast van luchtverontreiniging onder de normen	++	++	+	++	++	=
	Effecten en ziektelast van geluid	+	+	++	++	++	=
	Onveiligheid	+	++	-	++	++	=
	Klimaateffecten	?	?	-	-	--	=
Railverkeer	Intensivering rail-verkeer (trillingen, geluid), transport chemische stoffen	-	+	++	+	+	=
Veehouderij	Effecten en ziekte-last van lucht-verontreiniging en geur	p	p	++	+	+	++
	Zoönosen	P	p	p	p	p	++
	AMR	p	p	-	p	p	+
Klimaat/ Energie (adaptatie)	Windturbines (geluid, trillingen, elektro-magnetische effecten, aantasting landschap, woningprijs)	-	-	++	+	+	+
	CO_2 opslag (plotselinge ontsnapping gas, woningprijs)	-	-	p	+	+	++
	Schaliegas (algemene milieuschade, drinkwater, woningprijs)	-	p	p	p	p	++
	Ziekte van Lyme, nieuwe zoönosen en andere vector-overdraagbare aandoeningen	p	+	+	=	=	=
	Aardbevingen (gaswinning, gasopslag)	p	p	+	+	+	++
Nieuwe technologieën	EMV (onder ICNIRP limieten)	?	?	+	=	+	+
	GGO's	-	-	-	=	+	++
	Nanotechnologie	p	p	?	p	p	+
	Synthetische biologie	p	p	?	p	p	=

Legenda:
- P potentieel, onzekere kans
- ? onzeker
- \- onwaarschijnlijk bij voorkomende of te verwachten niveaus; lage bezorgdheid
- -- zeer onwaarschijnlijk bij voorkomende of te verwachten niveaus; geen bezorgdheid
- = geen manifeste bezorgdheid; geen zekerheid over kans/effect
- \+ beperkt voorkomen; mate van zekerheid over kans/effect beperkt
- ++ frequent voorkomen; mate van zekerheid over kans/effect groot

orde. Voortschrijdende kennis leidt er gewoonlijk toe dat bij lagere niveau van blootstelling al nadelige geachte gezondheidseffecten worden vastgesteld. Dit betekent dus lagere gezondheidskundige advieswaarden (zoals fijnstof, asbest, IARC-classificatie van kankerverwekkende stoffen). Het komt weinig voor dat nieuwe kennis leidt tot hogere gezondheidskundige advieswaarden. Wanneer duidelijk wordt dat eerder gevonden gezondheidseffecten wel in proefdieren optreden, maar niet bij de mens, doordat de patho-fysiologische mechanismen tussen mens en proefdier verschillen en die verschillen door nieuw onderzoek beter begrepen worden, kan een hogere advieswaarde worden afgeleid.

6.3.3 Welke stressoren zonder gezondheidskundige advieswaarde of normen hebben prioriteit?

Een eenduidige ranglijst van ongenormeerde stressoren is niet te geven; de indeling hangt af van het belang dat beleidsmatig wordt gehecht aan het soort risico en het soort effect. Effecten van stressoren kunnen worden ingedeeld op aspecten, zoals kans van optreden, ernst van het effect, omvang van effect (hoeveel mensen treft het), (on)omkeerbaarheid van het effect; deze aspecten kunnen samengevat worden in een maat voor de 'ziektelast' van de stressfactor wanneer er voldoende wetenschappelijke kennis is (zie hoofdstuk 3). Maar ook de beheersbaarheid van het risico (door individu, industrie, overheid), een rechtvaardige verdeling van de lusten van de stressfactor genererende activiteit ten opzichte van de lasten, de nadelige gezondheidseffecten bij blootgestelden, effecten op gevoelige groepen als kinderen, of de angstaanjagendheid van de effecten, spelen een rol in de beleving en acceptatie van gezondheidseffecten van risico's.

Sommige stressfactoren kunnen een permanent, maar in ernst en aantallen beperkt effect hebben op de gezondheid, voor andere is er een zeer kleine kans op optreden, maar een groot, ernstig en mogelijk zelfs catastrofaal effect, zoals bij externe veiligheidsproblemen of uitbraken van (nieuwe) zoönosen. De eerste categorie kan uitgedrukt worden in een schatting van de ziektelast, bij de tweede is dat niet zinvol. De ziektelast van een zeldzame maar grote ramp met honderden slachtoffers is gemiddeld over de jaren relatief klein, maar de maatschappelijke ontwrichting zorgt voor een geringe acceptatie van dergelijke aantallen slachtoffers.

De afweging van goede kansen (de lusten) en kwade kansen (nadelige effecten) van stressoren wordt bemoeilijkt doordat enerzijds stressoren kunnen voortkomen uit uiteenlopende activiteiten (elk met een specifieke afweging van maatschappelijke kosten en baten) en omdat activiteiten gewoonlijk niet een enkele, maar meerdere stressoren genereren, zowel genormeerde als ongenormeerde. Een verdere complicatie in de bepaling van een ranglijst is het gebrek aan kennis waardoor de kans op effecten en de ernst en omvang van risico's, zeker van nieuwe problemen, onzeker is.

Ranglijsten kunnen dus opgesteld worden op basis van:
- sterfterisico;
- verloren levensjaren;
- ziektelast, kwaliteit van leven, verloren gezonde levensjaren;
- hinder;
- negatieve risicoperceptie en –acceptatie;
- geregistreerde milieuklachten;
- juridische procedures, bijvoorbeeld bij waarde-daling van woningen.

Tabel 9 geeft, op basis van oordelen van experts van RIVM, voor een aantal stressfactoren waarvoor normen ontbreken (sommige zijn in voorgaande paragrafen toegelicht) een tentatief overzicht van de omvang van effecten in termen van sterfte, ziekte, hinder, de mate van zekerheid van optreden van effecten en van de bezorgdheid van de bevolking. Uit deze tabel kan de conclusie worden getrokken dat bezorgdheid van de bevolking groot is bij relatief omstreden sectoren/activiteiten en geen eenduidige maat is voor de kwantitatief (voorspelde) gezondheidseffecten. De tabel laat zien dat er flinke verschillen zitten in aard en voorkomen van effecten, in de mate van zekerheid over de kans op optreden en over de omvang van effecten wanneer het risico zich inderdaad manifesteert. Ook toont de tabel dat de mate van bezorgdheid niet zonder meer samenhangt met het vóórkomen van ernstige gezondheidseffecten. In de volgende paragraaf wordt aangegeven hoe gedifferentieerd omgegaan kan worden met uiteenlopende soorten ongenormeerde risico's. De uiteenlopende risico's vragen specifieke benaderingen, variërend van maatregelen ter reductie van de ziektelast, het starten van onderzoek, monitoring van ontwikkelingen, het opstellen van (interim) normen of voorlichting en risicocommunicatie.

6.4 Hoe kan besluitvorming gestalte krijgen bij het ontbreken van normen?

Zoals hiervoor is beschreven zijn gezondheidskundige advieswaarde en daaraan gerelateerde normen hulpmiddelen om op wetenschappelijk onderbouwde wijze, binnen juridische kaders, te beoordelen of

gezondheids- of veiligheidsrisico's in verhouding staan tot de maatschappelijke voordelen. Het gaat om 'gestolde' kennis, gestandaardiseerde expliciete én impliciete redeneerregels, vertaald in hanteerbare rekenregels, vaak compleet met bepalingen over technische meetmethoden. In afwezigheid van gezondheidskundige advieswaarden en normen als hulpmiddelen, vallen we in onze afwegingen 'noodgedwongen' terug op dezelfde waarden die we met die hulpmiddelen proberen te beschermen. Centraal staan principes van bescherming van gezondheid en leefomgeving, sociale rechtvaardigheid (inclusief bescherming van gevoelige groepen en het voorkomen van cumulatie), rechtsgelijkheid, vertaling van onzekerheden naar elementen van voorzorg, doelmatigheid en maatschappelijk draagvlak.

6.4.1 Naar systematiek én maatwerk in risicoafweging en -beoordeling

In hoofdstuk 2 is de ontwikkeling in het milieubeleid beschreven in de transitie naar 'inpasbaarheid' van risico veroorzakende activiteiten na een fase die primair gericht was op (normatieve) restricties en sanering. Er zijn kansen om de uitvoeringspraktijk te faciliteren in het toepassen van gedifferentieerde governance benaderingen (zie Hajer *et al.*, 2004). Essentieel zijn de informele, gedecentraliseerde en horizontale verhoudingen binnen beleidsarrangementen en de wederzijdse afhankelijkheid van publieke en private actoren in het formuleren en implementeren van beleid.

Het recente briefadvies van de WRR 'Consistent maatwerk– handreikingen voor dossieroverstijgend risico- en veiligheidsbeleid'[33] bevat een lijst met toonaangevende rapporten over risico- en veiligheidsbeleid in de afgelopen 25 jaar. Daaruit komt een beeld naar voren van een geleidelijke transitie van gestandaardiseerde toepassing van een uniforme systematiek voor beoordeling van stressfactoren binnen de grenzen van het maximaal toelaatbaar en verwaarloosbaar risico, naar een meer flexibele en meer inclusieve benadering, waarbij gedifferentieerd wordt naar de aard van het risicoprobleem in een transparant politiek besluitvormingsproces[34].
In de praktijk worden hiermee stressfactoren niet in isolement beoordeeld, maar krijgt het beleid gestalte in omgevingsvisies en worden activiteiten en projecten beoordeeld waarbij genormeerde en ongenormeerde stressfactoren én andere aspecten zo expliciet mogelijk tegen elkaar worden afgewogen.
De WRR (2014) benoemt in haar briefrapport 10 kernvragen die daarbij aan de orde zijn. Ook de RLI (2014) bepleit een gedifferentieerde benadering van verschillende risicoproblemen en het niet strikt vasthouden aan getalsmatige risiconormen. In haar brief (ministerie van IenM, 2014b) bouwt de staatssecretaris van IenM voort op deze adviezen van WRR en RLI. Ook in het programma Risico's en Verantwoordelijkheden van BZK zijn dergelijke elementen te onderkennen. In de VS wordt een vergelijkbare transitie beschreven[35].
Er tekent zich daarmee een duidelijk draagvlak af voor een gedifferentieerd, maar transparant proces van risicoafweging; transparant naar inhoud en transparant naar proces. Hoe dit echter in de praktijk vorm gegeven moet worden is nog niet zonder meer duidelijk. Wat is per dossier 'niet acceptabel' of 'veilig genoeg'? Dat is geen triviale exercitie en daarom adviseert de RLI de transitie naar nieuw risicobeleid te faciliteren met een kennisprogramma.

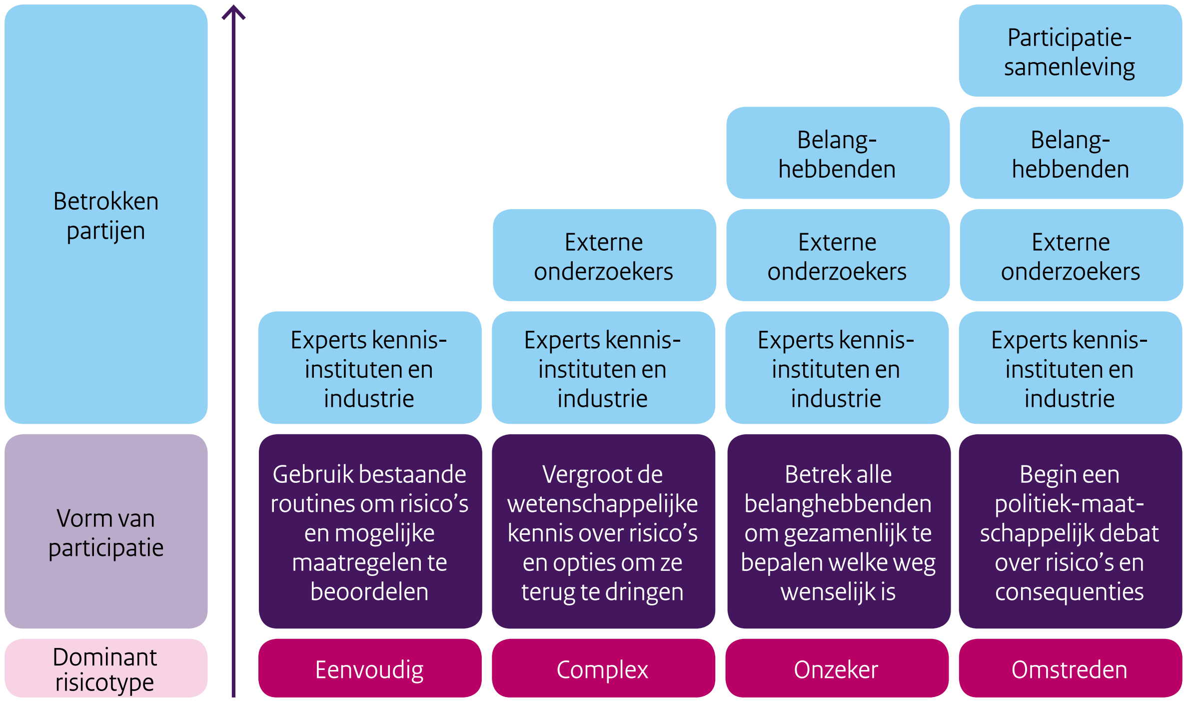
---

[33] http://www.wrr.nl/actue/nieuwsbericht/article/presentatie-briefadvies-consistent-maatwerk

[34] Daarbij staan een heldere rolverdeling van overheid en maatschappelijke actoren, het wegen van gevaren en risico's van een activiteit tegen maatschappelijke kosten en baten, het vroegtijdig betrekken van belanghebbenden en burgers en het meewegen van cumulatie in blootstelling en effecten centraal.

[35] Zie de volgende publicaties:
National Research Council U.S. (1996) Understanding risk: informing decisions in a democratic society (Paul C. Stern and Harvey V. Fineberg, Editors; Committee on risk characterization, Commission on behavioral and social sciences and education. National Research Council ISBN 0-309-05396-X.
National Research Council U.S. (2009). Committee on improving risk analysis approaches used by the US EPA. Science and decisions: advancing risk assessment / Committee on improving risk analysis approaches used by the U.S. EPA, board on environmental studies and toxicology; division on earth and life studies. ISBN-13: 978-0-309-12047-0 (silver book).
National Research Council U.S. (2011). Sustainablility and the U.S. EPA.Committee on incorporating sustainability in the U.S. Environmental Protection Agency, National Research Council.ISBN 978-0-309-21252-6.

Figuur 8 Schematische weergave van vier typen risicoproblemen en hun aanpak



Vertaald uit Klinke en Renn: A new approach to risk evaluation and management. *Risk Analysis, 2002*

Systematisch differentiëren naar aard van het probleem

Aan een transparante gedifferentieerde benadering van problemen ligt in de eerste plaats een typering van de aard van het risicoprobleem ten grondslag. De International Risk Governance Council (IRGC) onderscheidt simpele, complexe, onzekere en omstreden (ambigue) risicoproblemen (zie Figuur 8) en laat proces, participatie en rollen van actoren verschillen naarmate complexiteit, onzekerheid en ambiguïteit toenemen. In de praktijk gaan deze risicoklassen geleidelijk in elkaar over.

RIVM onderscheidde voor elk van deze vier risicoproblemen een werkwijze:

1. *Eenvoudige, operationele beslissingen over risico's*
   Als er sprake is van geringe complexiteit en onzekerheid, kunnen risico's op gangbare wijze worden geschat. De wetenschappelijke discussie over risicobeoordeling speelt zich primair af tussen deskundigen.
2. *Doelmatige beslissingen over risico's*
   Zijn de kosten van risicoreductie hoog of de belangen en voordelen van de risico veroorzakende activiteit groot? Dan komt het accent te liggen op doelmatigheid. Een kosteneffectiviteitanalyse laat zien hoeveel risicoreductie elke euro opbrengt.
3. *Omstreden, tactische beslissingen over risico's*
   Soms herkennen betrokkenen zich niet in de traditionele risicoschatting[36]. Als risicoberekeningen hun onrust niet wegnemen en vragen over risico's niet beantwoorden (bijvoorbeeld zorg over combinatie van effecten of langetermijneffecten) kan de overheid met hen in overleg gaan over het probleem en eventuele maatregelen.
4. *Strategische beslissingen in onzekerheid*
   Als er sprake is van potentieel ernstige risico's met een grote omvang en veel onzekerheden, neemt de

[36] De potentiële kans en omvang van de risico's en de aard en omvang van onzekerheid die daarover bestaan, spelen hierbij een rol. Zo is de kans op dijkdoorbraken klein en redelijk te schatten; de consequenties en schade kunnen groot zijn. Bij nieuwe technologieën, zoals bij nanomaterialen, is de kans dat er schade kan optreden onzeker en is de aard van deze schade ook niet bekend. Ook bij AMR zijn kans en potentiële schade vrij onzeker (op populatieniveau).

overheid een besluit in interactie met de samenleving. De wetenschap heeft in deze situatie een meer begeleidende rol.

Beoordelingskader Gezondheid en Milieu
Om gezondheidsschade door milieu- en omgevingsfactoren verder terug te dringen, de communicatie over risico's en veronderstelde of bewezen omgevinggerelateerde gezondheidseffecten met de bevolking te verbeteren en om de afwegingen in de praktijk met verschillende belanghebbenden te vergemakkelijken, is in 2003 een *beoordelingskader Gezondheid en Milieu* ontwikkeld (Van Bruggen en Fast, 2003), waarover de Gezondheidsraad in 2004 een positief advies uitbracht. Het beoordelingskader Gezondheid en Milieu gaat aan de hand van een lijst met 25 vragen uitgebreid in op het bijeenbrengen van gegevens waarmee een overzichtelijke, transparante en gestandaardiseerde beschrijving van de situatie mogelijk is, informatie over veronderstelde en bewezen gezondheidseffecten wordt verzameld en argumentatie van betrokken partijen wordt geëxpliciteerd. Ook de waardengeladen criteria in besluitvorming komen in het beoordelingskader aan bod. Het gebruik van het beoordelingskader is recent geëvalueerd (Fast, 2014).

De Gezondheidsraad adviseerde in 2004 het beoordelingskader geschikt te maken voor meer complexe situaties, aandacht te geven aan hoogrisicogroepen en aan risicowaardering en het beoordelingskader te gebruiken in combinatie met een multi-criteria-analyse. Gebrek aan kwantitatieve informatie blijkt een belemmerende factor. De praktijkevaluatie uit 2014 legt het accent op het expliciteren en het borgen van de inbreng van alle betrokkenen en minder op de uiteindelijke afweging en besluitvorming die aan het bevoegd gezag is voorbehouden. Er is behoefte aan een werkwijzer voor het toepassen van het beoordelingskader en het faciliteren van het participatieve proces.

De Gezondheidsraad constateert dat er wel gevraagd wordt naar de aanwezigheid van hoogrisicogroepen, maar dat met een enkele vraag er onvoldoende garantie is dat daarmee de bescherming van deze groep goed geborgd is. Ze beveelt daarom aan om de vraag naar hoogrisicogroepen meer te verweven met de andere vragen, zowel die over de omvang en ernst van de gezondheidsschade als die naar interventiemogelijkheden met hun kosten en baten.
Uit de evaluatie van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu blijkt dat het in de praktijk lastig is om de informatie over blootgestelden en zieken te specificeren naar risicogroep, maar dat het opwerpen van de vraag naar adequate bescherming van hoogrisicogroepen wel van invloed is op de risicomanagement maatregelen die getroffen worden.

Er blijken verschillen in risicoperceptie te bestaan tussen bijvoorbeeld degenen die beroepshalve een oordeel over gezondheidsrisico's en -effecten en de kwaliteit van de leefomgeving geven enerzijds, en de betrokken bevolking anderzijds. Bij het gebruik van het beoordelingskader kan hiermee rekening worden gehouden door een vergelijking te maken met meer vertrouwde risico's of met andere risico's met dezelfde kenmerken (bijvoorbeeld door het vergelijken van luchtwegproblemen als gevolg van luchtverontreiniging en van roken, en het benoemen van het aspect van vrijwilligheid).

Het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu adresseert op gestructureerde wijze inhoudelijke en procesmatige aspecten voor de afwegingsprocedure. Ook multi-criteria-analyse (MCA) en maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) kunnen nuttig zijn bij de afweging van omgevinggerelateerde risico's (Lebret *et al.*, 2006). De kracht van beide beslissingsondersteunende instrumenten ligt vooral in het structureren van complexe en veelsoortige informatie (zie ook hoofdstuk 7). Zij kunnen het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu aanvullen met meer kwantitatieve informatie en formele wegingsprocedures. Het MGR instrument (zie hoofdstuk 5) kan de afwegingen in bijvoorbeeld visie- en planvorming ondersteunen. Enerzijds kan er een gedifferentieerd ambitieniveau mee worden gekarakteriseerd (in termen van maximaal percentage van de ziektelast dat aanvaardbaar wordt geacht, gecumuleerd over meerdere stressfactoren, of per sector), anderzijds kunnen verschillende planvarianten vergeleken worden op ziektelast van omgevingsfactoren. De methode leent zich in principe ook voor 'saldering over stressoren heen'. Voorwaarde is wel dat er voldoende wetenschappelijke kennis is over blootstelling-effectrelatie voor de relevante omgevingsfactoren. Het verdient aanbeveling om de gegevens die in de besluitvorming worden gebruikt via een clearinghouse te ontsluiten (Laan van de Leefomgeving, Ministerie van IenM, 2014a).

Ook de procesmatige kant van de risk governance kan systematisch worden doorlopen: na de probleemdefinitie volgen de bepaling van maatschappelijke vragen en zorgen, van risico's en van (neven)effecten van alternatieve handelingsperspectieven, gevolgd door afweging en besluitvorming en beheer. Centraal element in dat proces is een op het soort risicoprobleem toegesneden participatie en risicocommunicatie. Simpele problemen worden anders aangepakt dan de meer onzekere, complexe, of omstreden problemen. Bij relatief eenvoudige risicoproblemen bieden normen doelmatigheid, structuur en uniformiteit. Bij vergunningverlening zullen eenvoud en snelheid van de lokale besluitvorming gebaat zijn bij het bestaan van eenduidige normen en een goede ontsluiting van de benodigde basisgegevens (Waaraan moet ik voldoen? Hoe beïnvloedt mijn project de milieukwaliteit? Is er in een gebied binnen de milieukwaliteitsnormen voldoende ruimte?). Wanneer risicoproblemen complexer worden en (om inhoudelijke redenen) normen er niet zijn (zoals bij zoönosen of elektromagnetische velden), dan wordt het besluitvormingsproces complexer en zal op basis van milieukundige en gezondheidskundige informatie een transparante afweging gemaakt moeten worden tussen risico's en (onder andere) sociaaleconomische belangen.
Bij de visie- of planvorming speelt een pluriformiteit aan toekomstwensen en belangen, waarbij bevordering van de gezondheid er één is, naast economische, sociale en duurzaamheidsdoelen (doelen voor klimaat, natuur, grondstoffengebruik en dergelijke). Het traditionele inspraakproces van ruimtelijke ordening kan verbreed worden met al dit soort aspecten. Daarbij kunnen moderne modellen en visuele hulpmiddelen worden gebruikt om de effecten van ruimtelijke keuzen voor gezondheid en milieu inzichtelijk te maken en meer mensen (online) bij het proces te betrekken.

In de praktijk ontbreekt het nog aan voldoende robuuste en transparante benaderingen en instrumenten om op systematische en reproduceerbare wijze inhoud en proces van risicobeoordeling uit te voeren. Het vereiste maatwerk in risicobeoordeling van meer complexe, onzekere en omstreden risico´s stelt hoge eisen aan competenties van inhoudelijke experts en professionals in risicobeoordeling om in aanvulling op interpretatie van normen, informatie te ontsluiten en te duiden ten behoeve van de centrale besluitvorming. Ook zijn institutionele capaciteiten nodig voor de inhoudelijke informatievoorziening en voor de organisatie van de beoordelingsprocessen, inclusief het tijdig organiseren van de dialoog met belanghebbenden[37].
Een aantal vragen moet nog beantwoord worden. Zoals:
- Wie bepaalt welk soort risico probleem aan de orde is en dus welke vorm van risk governance geschikt is? Wie organiseert en voert regie, bij onzekere, complexe, of omstreden problemen?
- Welke elementen van een voorzorgbenadering zijn proportioneel? Informeren, monitoren, starten van een onderzoeksprogramma, no regret-maatregelen, limiteren en flankerend beleid, aansprakelijkheidsregeling/verzekering, verbieden/stoppen (zie ook paragraaf 6.4.2).
- Welke stakeholders worden betrokken; welke procesafspraken moeten daarbij gemaakt worden?

Gezien de nog beperkte ervaring en verwevenheid van inhoud, proces en beleid, verdient het aanbeveling om dergelijke vragen te adresseren in een structuur van Communities of Practice of Kennis aan Tafel. Op grond van de ervaring en kennis die daarmee wordt opgebouwd kunnen handreikingen en protocollen ontwikkeld worden, en opgenomen en ontsloten ten behoeve van bredere toepassing via structuren in de Laan van de Leefomgeving.

[37] Het RIVM (in 2011) en de Gezondheidsraad (in 2012) concludeerden dat er onvoldoende wetenschappelijke kennis is over de gezondheidsrisico's van veehouderijen, waardoor er, met uitzondering van endotoxinen, geen afstandscriteria of andere normen gehanteerd kunnen als risicomanagement instrument. De Gezondheidsraad adviseerde dat gemeenten op lokaal niveau een kwantitatieve beoordeling van de gezondheidsrisico's uitvoeren met alle betrokkenen in een transparant besluitvormingsproces onder verantwoordelijkheid van de gemeente met de GGD in een adviserende rol. Het beoordelingskader Gezondheid en Milieu kan hierbij leidraad zijn. De Gezondheidsraad adviseerde deze lokale aanpak omdat de omstandigheden lokaal sterk kunnen variëren (aantallen bedrijven, bevolkingsdichtheid, en dergelijke). Verschillende provincies hebben recent in de Verordening Ruimte opgenomen dat er bij nieuwe vergunningverlening lokaal een goede maatschappelijke dialoog moet plaatsvinden om te bepalen onder welke voorwaarden inpassing van de bedrijfsactiviteiten mogelijk is. Dit leidt ertoe dat op lokaal niveau veel ervaring wordt opgedaan met het voeren van een dergelijke dialoog. Daarbij is er behoefte aan de beschikbaarheid van meer generieke informatie die bijvoorbeeld via het op te richten Kennisplatform veehouderij en humane gezondheid kan worden verstrekt. Kennisplatform en lokale dialoog voeden en versterken elkaar.

6.4.2 Systematische benadering van onzekerheid door een gedifferentieerde voorzorgbenadering

Beoordeling van stressoren waarvoor normen ontbreken kent (relatief) grote onzekerheden over de kans op optreden en over de mate van schade. Wanneer deze afgewogen moeten worden tegen de maatschappelijke baten, komen daar nog extra onzekerheden bij en vaak zijn er omstreden waarden in het geding.
Voorzorg is een gangbare benadering in de omgang met wetenschappelijke onzekerheden in de risicobeoordeling. Een van de wijdverbreide misverstanden rond voorzorg is dat het vaak wordt uitgelegd als een verbod op de risico veroorzakende activiteit. Dat is geenszins het geval. Een voorzorgbenadering kan een breed pakket van uiteenlopende maatregelen omvatten en is niet beperkt tot een verbod op de risico veroorzakende activiteit. Zo onderscheidt Weiss (2003) onder meer de volgende elementen in een voorzorgbenadering die apart of in combinatie kunnen worden ingezet, afhankelijk van waarschijnlijkheid en de mogelijke ernst en omvang van de onzekere risico's:

- Informeren/geruststellen van het publiek en beleidsmakers;
- Uitvoeren van onderzoek als de publieke opinie dat vereist;
- Onderzoek en monitoring;
- Beperken van lage opbrengst / hoogrisicoactiviteiten;
- No regret-maatregelen, maatregelen die weinig kosten, maar die potentieel grote risicoreductie brengen;
- Formele plannen met strenge maatregelen, specifieke doelstellingen, en een implementatieplan;
- Maatregelen tegen de meest ernstige aspecten;
- Kostbare en politiek moeilijke maatregelen;
- Uitgebreid pakket van maatregelen;
- 'Alles uit de kast' maatregelen pakket.

Centraal in een voorzorgbenadering staat het begrip proportionaliteit: de te nemen (of te laten) maatregelen moeten in verhouding zijn met de aard en omvang van het risico wanneer dit zich zou manifesteren[38].

De in de lijst van Weiss genoemde elementen kunnen worden gecombineerd. Zo werd in Nederland voor de onzekere risico's van EMV niet alleen voorzorgbeleid gevoerd om voor nieuwe situaties te voorkomen dat gevoelige bestemmingen (plaatsen waar kinderen langdurig verblijven) nabij hoogspanningslijnen komen te liggen. Ook is er een vaste commissie van de Gezondheidsraad die wetenschappelijke ontwikkelingen volgt, werd een onderzoeksprogramma bij ZON-Mw opgezet, en er werd een Kennisplatform EMV en Gezondheid ingesteld om vanuit de maatschappelijke vragen over EMV de kennis te duiden voor professionals in het veld, beleid en burgers. Ook in de Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol, indertijd uitgevoerd in het kader van de integrale MER, zaten voorzorgelementen zoals beschreven door Weiss, zoals nader onderzoek (inclusief onderzoek naar effecten van luchtverontreiniging (omdat de Tweede Kamer dit vroeg en niet zozeer vanwege kennislacunes), monitoring, informeren van publiek en beleid. Rond onzekere risico's van veehouderij zien we een vergelijkbare ontwikkeling. Het is belangrijk gericht aandacht te schenken aan de toepassingsmogelijkheden van voorzorg bij een sector als de veehouderij en het definiëren van doeltreffende en doelmatige no regret-maatregelen.

Gezien de frequente roep om voorzorgsmaatregelen en de vele misverstanden rond dit begrip, verdient het aanbeveling om een praktische handreiking voor voorzorgbenaderingen te ontwikkelen ter ondersteuning van decentrale bestuurders en stakeholders, gedifferentieerd naar de verschillende soorten risicoproblemen. Dit kan tegemoet komen aan het recente advies van de RLI dat pleit voor helder taalgebruik in onderscheid tussen voorzorg en 'al doende leert men' in het debat.

---

[38] Zo concludeert de Gezondheidsraad in Voorzorg met rede: "… Er rest volgens de commissie daarom niets anders dan de diverse handelingsopties met elk hun (mogelijke) voor- en nadelen op hun merites te beoordelen en op een zorgvuldige en transparante wijze tegen elkaar af te wegen." Het voorzorgsbeginsel is op te vatten als een strategie om daarbij alert, zorgvuldig, redelijk, transparant en op de situatie toegesneden met onzekerheden om te gaan. In essentie appelleert dit aan de afweging van 'goede kansen' tegen 'kwade kansen' zoals de WRR dat voorstelt.

7
Doelmatigheid van normen voor de kwaliteit van leefomgeving

7.1 Inleiding

Het gebruik van grens- en streefwaarden voor de milieukwaliteit is in de afgelopen decennia effectief ofwel *doeltreffend* gebleken: de leefomgeving is schoner en veiliger geworden. Maar milieukwaliteitsnormen vormen een middel en zijn geen doel op zich. Bij het vaststellen en toepassen van deze normen moet het verband met de uiteindelijke maatschappelijke doelen, zoals een veilige, gezonde samenleving, duidelijk gelegd kunnen worden en is het nuttig aan te tonen hoe *doelmatig* (ofwel efficiënt) de milieukwaliteitsnormen zijn voor het bereiken van het doel.

In hoofdstuk 2 is al op de complexiteit van de implementatie van het milieubeleid vanaf de jaren '90 gewezen. De (technocratische) beleidssturing via (milieu)normen heeft weliswaar een absolute ontkoppeling tussen milieu en economie mogelijk gemaakt, maar naast deze doeltreffendheid van de normstelling moeten we ons afvragen of de gekozen normen een doelmatig middel zijn (geweest). Bevorderen de normen de beoogde doelen voor de fysieke veiligheid of de volksgezondheid op een efficiënte manier? Of zijn er goedkopere alternatieven beschikbaar, zoals het louter stellen van eisen aan activiteiten, gebouwen en voertuigen, het invoeren van heffingen, of het doen van investeringen in de infrastructuur? Welk ruimtelijk schaalniveau is optimaal voor de toepassing van de normen? Hoe kan worden voorkomen dat normen de economische ontwikkelingsmogelijkheden gaan beperken? Kunnen normen bijdragen aan duurzame ontwikkeling?

Dit hoofdstuk gaat over de *doelmatigheid* van het formuleren en toepassen van normen voor de kwaliteit van de leefomgeving. In dit rapport beperken we ons dan tot de milieu- en gezondheidswinst die normen met zich meebrengen ten opzichte van de te maken kosten. Mogelijke baten van normen voor bijvoorbeeld de bereikbaarheid of de aantrekkelijkheid van gebieden als vestigingsplaats voor bedrijven zijn buiten beschouwing gelaten.
De doelmatigheid van milieunormen is in samenhang beschouwd met de instrumenten die nodig zijn om de normen te implementeren, want het maakt - met name voor de kosten - nogal uit of normen worden gehaald via bijvoorbeeld prijsprikkels, uniforme technische eisen aan apparaten en voertuigen, of via specifieke lokale infrastructurele ingrepen.

Gezien de scope van dit rapport is deze behandeling beknopt gehouden.

Leeswijzer
We lichten allereerst een aantal aspecten toe die bepalend zijn voor de doelmatigheid van normstelling. Vervolgens gaan we in op de mogelijkheden van het in geld uitdrukken van maatschappelijke kosten en baten.

Kernboodschappen
- Normen hebben altijd een prijs: ze beperken de vrijheid of kunnen de ontwikkeling van maatschappelijke activiteiten beperken. Bij het formuleren van normen is een transparante afweging van kosten en baten dan ook belangrijk. Zijn de normen eenmaal vastgesteld, dan is een doelmatig beheer van de milieugebruiksruimte van belang om verdere regionale ontwikkeling mogelijk te maken. Daarbij is het beprijzen van milieubelasting denkbaar of een programmatische aanpak waarbij de milieubelasting door bestaande bronnen wordt beperkt, teneinde binnen de gestelde grenzen ruimte te scheppen voor nieuwe activiteiten.
- Normen beogen bij te dragen aan een gezonde, leefbare en veilige fysieke leefomgeving. Bij een focus op het voldoen aan de normen voor de kwaliteit van de leefomgeving lijkt het achterliggende doel (gezondheid, veiligheid) soms uit het zicht te raken, waardoor (dure) maatregelen kunnen worden getroffen die weinig gezondheidswinst opleveren.
- Er zijn factoren die botsen met de doelmatigheid van de normstelling voor omgevingskwaliteit, zoals het gelijke recht van iedereen op een hoog beschermingsniveau of het treffen van maatregelen op het verkeerde schaalniveau.
- Doelmatigheid van de (doorwerking van) normstelling zou niet statisch moeten worden beoordeeld. Periodieke herijking van de doelmatigheid is nodig.
- Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is, ondanks intrinsieke beperkingen van de methode, een nuttig hulpmiddel bij het maken van transparante afwegingen, mits daarbij recht wordt gedaan aan de verschillende zienswijzen en waarderingen van de betrokken partijen. MKBA kan ingezet worden om bij de vergelijking van ongelijksoortige risico's disproportionaliteiten te ontdekken en de kosteneffectiviteit van maatregelen en de invloed van waardegeladen oordelen zichtbaar te maken.

7.2 Over 'de prijs' van normen

Elke norm (grenswaarde, afstandseis, emissieplafond) brengt lasten met zich mee: normen beperken de vrijheid van individuen, bedrijven of overheden in hun activiteiten en kunnen leiden tot hogere productiekosten. Aan de andere kant leiden normen tot minder negatieve externe effecten en leveren ze collectieve baten, ofwel welvaartswinst op: schonere lucht, minder klimaatverandering, betere zwemwaterkwaliteit, minder bodemverontreiniging, een veilige en aantrekkelijke woonomgeving. Sommige collectieve baten zijn moeilijk in geld uit te drukken en vaak kan pas na afronding van een afwegingsproces worden bepaald wat 'de politiek' er impliciet aan waarde aan heeft toegekend. In Figuur 11 is de achteraf gebleken waardering voor een gewonnen levensjaar voor verschillende beleidsterreinen bijeengebracht. Deze verschillen zijn substantieel. Het geeft aan hoe belangrijk de maatschappelijke waardering is bij het vaststellen van beleid en dus ook bij het formuleren van normen.

Zes factoren die de doelmatigheid van normen beïnvloeden
De volgende zes factoren beïnvloeden de doelmatigheden van normen:
- het uitgangspunt dat risico's zoveel mogelijk gelijk verdeeld moeten zijn over de bevolking;
- het schaalniveau waarop besluitvorming plaatsvindt;
- handelingsperspectief in de toepassing;
- simultaan besluiten over ontwikkelvisie, gezondheids- en veiligheidsdoelen en instrumenten;
- timing van de norm (risico-regelreflex);
- cumulatie.

Dit lichten we kort toe.

Risico's zoveel mogelijk gelijk verdelen over bevolking

Een eerste belangrijke factor in de doelmatigheid van normstelling voor de omgevingskwaliteit en veiligheid om een beleidsdoel, zoals het verminderen van de ziektelast in Nederland, te realiseren, is het uitgangspunt dat risico's zoveel mogelijk gelijk verdeeld moeten zijn over de bevolking. Het sturen op het overal halen van een luchtkwaliteitsnorm leidt tot het treffen van relatief dure lokale maatregelen op een beperkt aantal plaatsen in het land waarbij een gering aantal mensen gebaat is. Aangezien bij fijnstof sprake is van een lineaire blootstelling-responsrelatie en er dus ook beneden de norm gezondheidseffecten optreden, kan voor hetzelfde geldbedrag met generieke emissiereductie meer gezondheidswinst worden gehaald door vermindering van de gemiddelde blootstelling van de bevolking. Generieke emissiereductie is zo een meer doelmatig instrument dan strikte toepassing van de norm voor de luchtkwaliteit.

Schaalniveau waarop besluitvorming plaatsvindt

Een tweede factor die bepalend is voor de doelmatigheid van de norm is het uitgangspunt dat het bestuurlijk schaalniveau voor het stellen van normen gelijk zou moeten zijn aan het schaalniveau waarop het probleem zich manifesteert. We accepteren dat gemeenten zelf normen stellen voor lokale problemen. Voor problemen die de gemeentegrenzen overschrijden, zijn afspraken op een hoger schaalniveau nodig (zoals dat bijvoorbeeld in het kader van de Programmatisch Aanpak Stikstof wordt gedaan). Problemen die de landsgrenzen overschrijden, zoals lucht of klimaat, vergen internationale afspraken. Minimumeisen aan de milieukwaliteit worden vaak afgesproken in internationale kaders, bijvoorbeeld in EU-verband. Nationale overheden of provincies en gemeenten kunnen aanvullende, verdergaande eisen stellen. Bekend zijn de aanvullende milieukwaliteitsnormen in waterwingebieden en in stiltegebieden.

In de doorwerking van kwaliteitsnormen voor de omgevingskwaliteit naar product- of emissie-eisen kan het voor de aanpak van een lokale stressfactor als geluidhinder toch doelmatig zijn om op een het lokale schaalniveau overstijgende bestuurlijk niveau afspraken te maken. Dat garandeert een gelijk speelveld tussen gemeenten en voorkomt dat de omgevingskwaliteit een element wordt in de concurrentiestrijd tussen regio's. Een gezamenlijke aanpak kan leiden tot schaalvoordelen en kostenbesparingen Zo kan het economisch doelmatig zijn om gezamenlijk afspraken te maken over de te kiezen schone en zuinige bussen in het stads- en streekvervoer. Wanneer technische eisen nodig zijn voor producten die internationaal verhandeld worden (zoals stille banden of openhaarden) zullen die eisen in EU-verband vastgesteld moeten worden.

Handelingsperspectief in de toepassing

Een derde voor de doelmatigheid van omgevingskwaliteitsnormen bepalende factor is het uitgangspunt dat deze kwaliteitseis vertaald moet zijn in handelingsperspectief voor de vergunningverlening en de toepassing in het omgevingsplan. Onvoldoende vertaling van omgevingskwaliteitsnormen in technische eisen aan activiteiten of producten, of in bepaalde afstandseisen, zal afbreuk doen aan de efficiency ervan. Om die reden is het voor een efficiënte uitvoering van de vergunningverlening van belang dat aanvrager en bevoegd gezag toegang hebben tot kennisbronnen of databases die aangeven wat de best beschikbare (doelmatige) technieken zijn die bij vergunningverlening of in een omgevingsplan kunnen worden geëist. Op deze wijze hebben milieukwaliteitsnormen een belangrijke rol gespeeld bij het bevorderen van innovaties en groene groei. Hoe meer van de best beschikbare technieken gebruik wordt gemaakt, des te meer nieuwe activiteiten binnen de nagestreefde kwaliteitsnormen kunnen worden toegestaan. Die uitdaging om verdere ontwikkeling mogelijk te maken binnen bestaande grenswaarden voor de omgevingskwaliteit vormde ook de grondslag voor nationale programma's als het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) en de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Door de eisen aan bestaande activiteiten generiek aan te scherpen, kon ruimte worden geboden voor nieuwe activiteiten en was per saldo sprake van welvaartswinst. Zulke programma's bleken doelmatiger dan het stellen van dure eisen aan individuele nieuwe projecten, uitbreidingsinvesteringen, of het weigeren van vergunningen daarvoor.

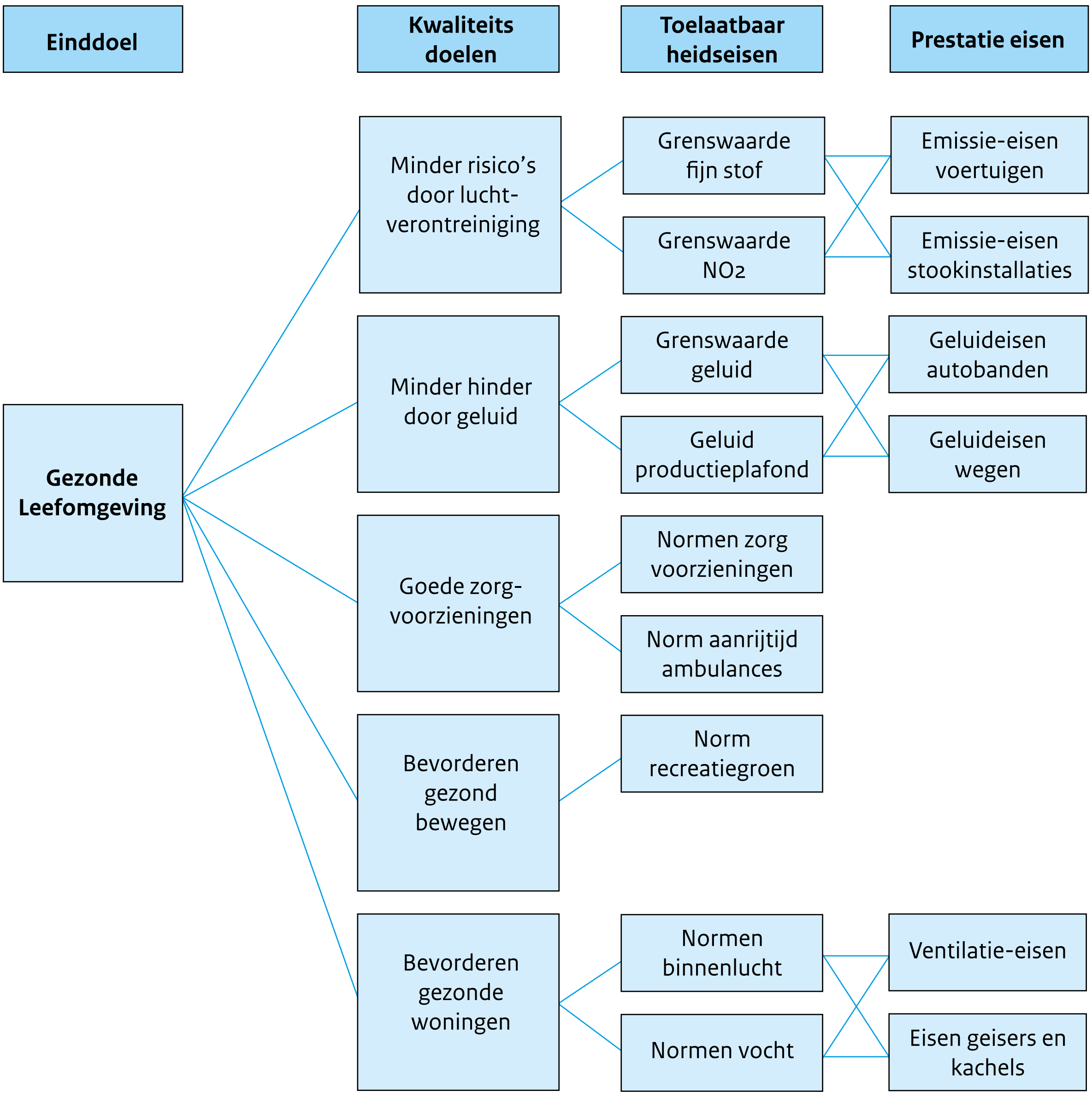
Simultaan besluiten over ontwikkelvisie, gezondheids- en veiligheidsdoelen en instrumenten

Uit het voorafgaande kan een vierde factor worden afgeleid die bepalend is voor de doelmatigheid van normstelling. De uiteindelijke doelmatigheid van de normen zal sterk afhankelijk zijn van de doelmatigheid van de bijbehorende beleidsinstrumenten. Wanneer niet simultaan besloten wordt over doelen (bijvoorbeeld een reductie van gezondheidsrisico's) en middelen (combinatie van eisen aan de omgevingskwaliteit,

vergunningseisen, kwaliteit van de handhaving) kunnen bij de beleidsuitvoering 'bestuurlijke weglekeffecten' ontstaan en zal uiteindelijk het beoogde effect kunnen tegenvallen of kunnen normen de lokale ontwikkelingsmogelijkheden in de weg gaan staan. Bij het formuleren van Europees luchtbeleid zijn besluiten over nieuwe emissie-eisen aan industrie en landbouw losgekoppeld van besluiten over de luchtkwaliteitsnormen. Het gevolg hiervan is dat de luchtkwaliteitsnormen alleen met (duurdere) aanvullende lokale maatregelen kunnen worden bereikt. De doelmatigheid van deze normen is minder dan bij een simultaan besluit over een kosteneffectieve instrumentering.

Timing van de norm (risico-regelreflex)
Een vijfde factor heeft betrekking op de timing van het normstellingsproces. Wanneer normen worden ontwikkeld of aangescherpt naar aanleiding van een incident of ramp, kan doelmatigheid minder of niet voorop staan in de besluitvorming; zie ook Helsloot en de Vries (2012).

Figuur 9 Voorbeeld van de relatie tussen doelen en middelen



Cumulatie
Ten slotte is een zesde factor relevant. De doelmatigheid van normstelling wordt bepaald door de mate waarin cumulatie van risico's is verdisconteerd. In de huidige beleidspraktijk worden de risico's per handeling of activiteit beoordeeld en niet hun gecombineerde werking. Vanuit het perspectief van het behalen van gezondheidswinst kan het meer doelmatig zijn de reductie van de gesommeerde risico's bijvoorbeeld van een slechte luchtkwaliteit en van hoge geluidbelasting te beschouwen.

Flexibele doelgerichtheid
Daar waar normen voor de omgevingskwaliteit knellen kan het nuttig zijn om te bepalen of het achterliggende doel (bijvoorbeeld van gezondheidsbescherming of natuurbescherming) niet op een andere (meer doelmatige) manier kan worden bereikt. Dat vergt in elk geval dat beleidsmakers zicht hebben op de samenhang tussen de doelen en de middelen (zie het voorbeeld van dergelijke samenhang in Figuur 9).

Deze manier van denken – het (gezondheidsbeschermings)doel belangrijker maken dan het middel (waarvan normstelling een mogelijkheid is) – vraagt in zijn toepassing om een keuze voor een ruimtelijk schaalniveau en een tijdshorizon.

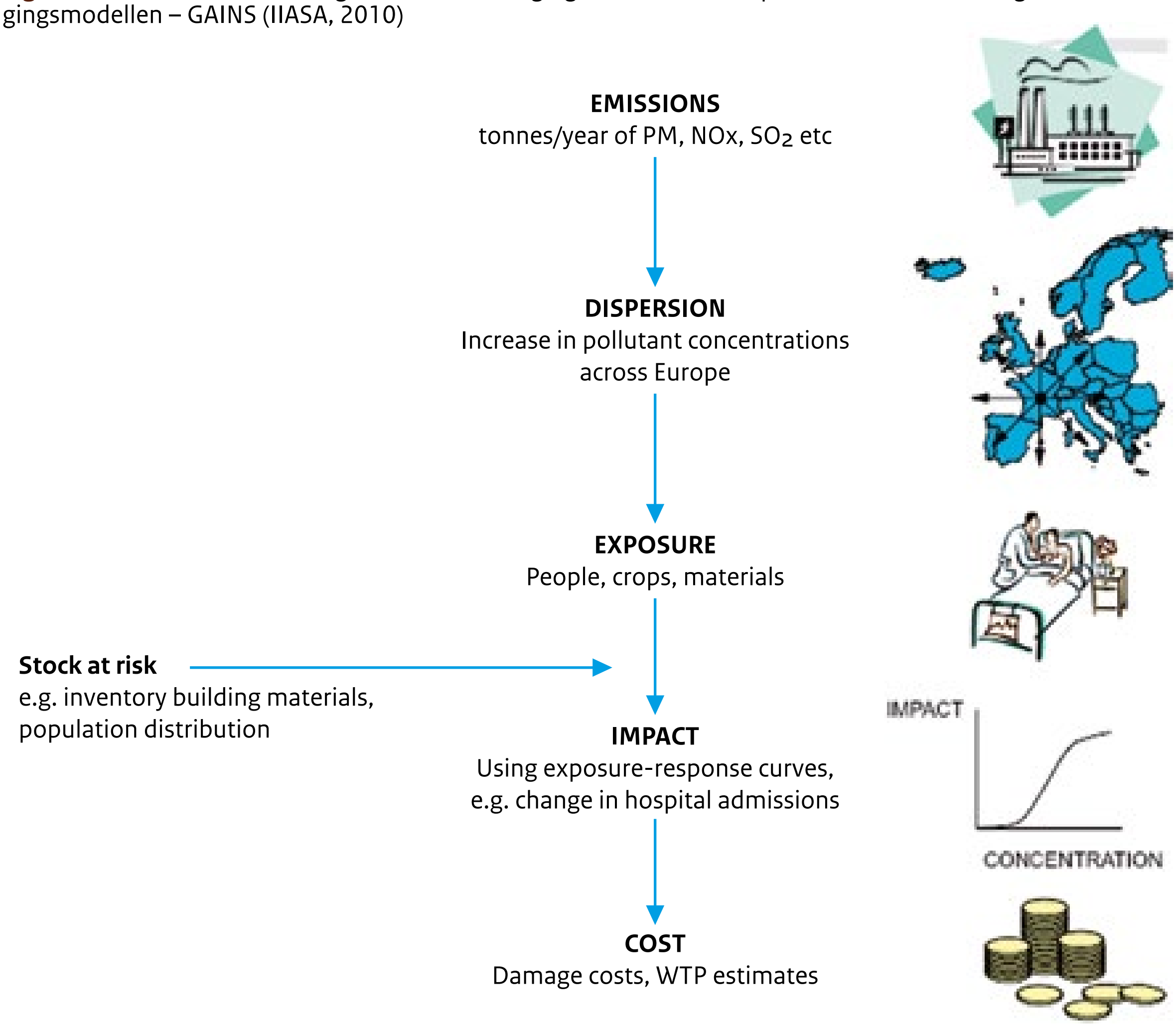
Dynamische beoordeling van doelmatigheid
De beoordeling van de doelmatigheid van (de doorwerking van) de normstelling voor de omgevingskwaliteit is niet statisch. Steeds kan (in Europees of nationaal verband) worden bezien of technologische en maatschappelijke ontwikkelingen verlaging van grenswaarden tegen aanvaardbare kosten mogelijk maken. Hier kunnen innovaties kansen bieden: elektrische voertuigen, slimme energiemeters of goedkopere zonnepanelen kunnen bijvoorbeeld het gebruik van fossiele brandstoffen terugdringen, zodat de luchtkwaliteitsnormen tegen lagere kosten zijn aan te scherpen.
Voor 'nieuwe en dus relatief onbekende risico's' geldt dat periodieke herijking van de aannamen van het maatschappelijk nut en van de optredende risico's voor gezondheid en veiligheid nodig is om te kunnen beoordelen wat doelmatig beleid is gebaseerd op voorzorg.

Kosten-batenanalyses zijn (met verschillende voorbehouden) gemakkelijker toepasbaar wanneer de wetenschappelijke onzekerheden rond bronnen, verspreidingsmechanismen en blootstellingseffecten gering zijn. Dit zal het geval zijn bij de milieuproblemen die we in het verleden niet hebben kunnen voorkomen en waar dus veel epidemiologisch materiaal beschikbaar is om de afwegingsmodellen te kunnen voeden. Dit zijn de – in termen van de Urgentienota milieuhygiëne (zie hoofdstuk 2) – de saneringsopgaven. Het (Europese) milieubeleid streeft ernaar om bij bestaande lucht- en waterkwaliteitsproblemen de risico's voor gezondheid en milieu op (een nader te definiëren) termijn terug te brengen tot een acceptabel niveau (Europese Unie, 2013). Milieukwaliteitsnormen voor dergelijke problemen hebben de facto een tijdelijk karakter. Voorlopig worden hogere risico's geaccepteerd, maar naarmate er goedkopere technologie beschikbaar komt, kan men besluiten de risico's verder terug te brengen. Kosten-batenanalyse kan helpen om het tempo van de 'sanering' en de daaraan verbonden kosten te bepalen, bijvoorbeeld door de kosten per gewonnen DALY of QALY[39] te vergelijken met de kosten die op andere beleidsterreinen gemaakt worden om een DALY of QALY te winnen.

Dragen normen voor de omgevingskwaliteit doelmatig bij aan een duurzame ontwikkeling?
Normen voor de omgevingskwaliteit kunnen naar hun aard en werking bijdragen aan een duurzame ontwikkeling. Het is als een bij 'clickfonds': door grenswaarden regelmatig te herzien en vast te zetten op een niveau met minder gezondheidsrisico's kan weliswaar de gewenste eindsituatie dichterbij worden gebracht, maar normen op zich dragen altijd het risico van 'opvulling' tot de grens, van het zoeken naar de uithoeken van de beschikbare milieugebruiksruimte. Pas als die grenzen zijn bereikt, wordt gekeken naar slimmere technologie om verdere economische groei mogelijk te maken. De norm voor de omgevingskwaliteit lokt niet direct het gewenste gedrag uit.

[39] DALY's en QALY's komen (technisch) grotendeels overeen; echter DALY's drukken het gezondheidsverlies en QALY's de gezondheidswinst uit.

Figuur 10 Schematische weergave van het afwegingskader voor Europese luchtkwaliteit Integrale afwegingsmodellen – GAINS (IIASA, 2010)



Het GAINS-model van IIASA – als voorbeeld van het raamwerk voor MKBA – is een multi-pollutant-multi effect model (zie: http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/GAINS.en.html).
Het koppelt emissiebronnen van SO_2, NO_x, NH_3, VOS en fijnstof in Europa via verspreidingsberekeningen aan de blootstelling van bevolking, materialen, gewassen en natuur. Via scenario's kan een schatting worden gemaakt van de toekomstige blootstelling bij bestaand beleid of bij aanvullende maatregelen. De blootstelling wordt door middel van blootstellings-effectrelaties vertaald in gezondheidsschade (verloren levensjaren, verminderde arbeidsproductiviteit, ziektekosten), in schade aan materialen, bossen en gewassen en in soortenverlies. Deze schade wordt waar mogelijk ook in geld uitgedrukt en worden vergeleken met de kosten die aanvullende beleidsmaatregelen met zich mee brengen. De input van het GAINS-model wordt door landenvertegenwoordigers uitgebreid gereviewed, opdat bij de beleidsonderhandelingen overeenstemming bestaat over de gehanteerde uitgangspunten van scenario's, kostenveronderstellingen en effectmodellering. Het GAINS-model levert de meest kosteneffectieve verdeling op van emissiereductie-inspanningen over landen, sectoren en stoffen die nodig is om een beschermingsambitie (bijvoorbeeld voor gezondheid) te kunnen realiseren. Zie Figuur 10.

Wanneer bij normoverschrijding als oplossing wordt gekozen om emissiebronnen meer ruimtelijk te spreiden waardoor de kwaliteit van de leefomgeving overal juist onder de norm belandt (bijvoorbeeld door een aangepaste verkeerscirculatie), kan per saldo sprake zijn van een gemiddelde toename van de gezondheidsrisico's (en kunnen, in dit voorbeeld, meer mensen worden blootgesteld aan hogere fijnstofconcentraties dan voorheen om concentraties op een zekere plek waar minder mensen wonen, onder de grenswaarde

te brengen. Gegeven de lineariteit van de blootstelling-effectrelatie leidt dit tot meer ziekte en vroegtijdige sterfte. De norm tot doel verheffen kan dus contraproductief zijn.

Normstelling-op-termijn voor de kwaliteit van de leefomgeving (waarbij nu al normen worden vastgelegd voor bijvoorbeeld 2030) zou kunnen helpen om de ontwikkeling van nieuwe schone technologie naar voren te halen. Maar het stellen van normen-op-termijn voor activiteiten zou voor het bereiken van duurzame ontwikkelingeffectiever kunnen zijn, omdat dan ook de grote duurzaamheidsissues (klimaat, uitputting, soortenverlies) en het gedrag van actoren geadresseerd kunnen worden die met omgevingskwaliteitsnormen niet makkelijk geraakt worden.

7.3 Hoe worden kosten en baten in de bestaande normering verwerkt?

Toepassingen in de praktijk
Voor alle voorstellen van de Europese Commissie op milieugebied wordt tegenwoordig een impact assessment (ofwel een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) of multi-criteria-analyse (MCA)) uitgevoerd. Zo zijn het afgelopen jaar impact assessments uitgevoerd voor beleidsvoorstellen op het gebied van lucht, klimaat en biodiversiteit. Bij een impact assessment gaat het om het aangeven van de gevolgen van de beleidsvoorstellen voor onder meer koopkracht, concurrentiepositie, banen, administratieve lasten, gezondheid, veiligheid, natuur, milieukwaliteit en klimaat. Het gaat daarbij niet alleen om kwantitatieve indicatoren (zoals verloren gezonde levensjaren, kosten en baten van maatregelen), maar ook om allerlei kwalitatieve aspecten van welvaart, innovatie, duurzaamheid en rechtvaardigheid (zoals verdeling van risico's over groepen, kinderarbeid of gelijkheid tussen mannen en vrouwen).

Landen zijn verzocht om ook voor hun nationale beleidsvoorstellen impact assessments uit te voeren. In Nederland is het gebruikelijk om bij het opstellen van beleidsplannen van het Rijk de planbureaus te vragen 'ex-ante'-toetsen uit te voeren, waarin de verschillende aspecten, voorzover relevant, aan bod komen en ook handelingsperspectieven voor de overheid worden gegeven. Indien nodig worden plannen op basis van de uitkomsten van zo'n toets bijgesteld.

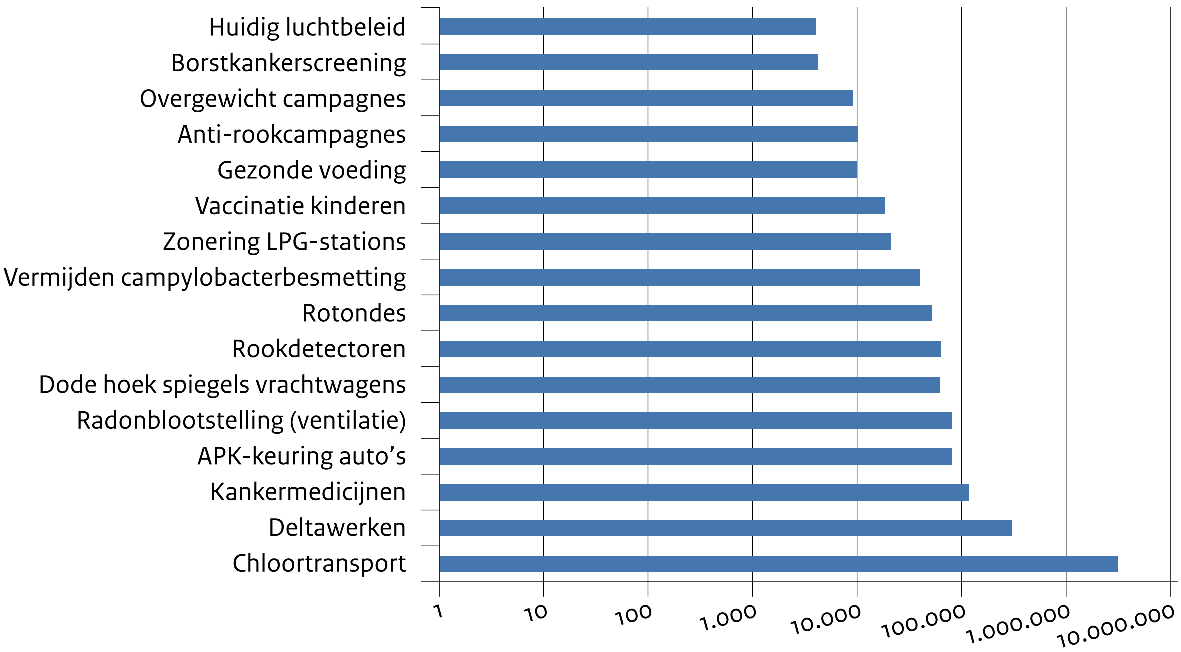
Voor grote infrastructuurprojecten worden in de regel MKBA's uitgevoerd, inclusief monetarisering van natuur- en gezondheidseffecten. CPB en PBL hebben hiervoor onlangs een leidraad opgesteld (Romijn en Renes, 2013; zie ook Europese Unie, 2008).

Enkele hardnekkige methodologische problemen
Op basis van uitgevoerde impact assessments blijkt dat bij monetarisering van natuur- en gezondheidseffecten steeds een aantal methodologische problemen terugkomt:
- Waardering van mensenlevens, biodiversiteit, gewasschade, erfgoed, hinder, welzijn in brede zin;
- Omgaan met wetenschappelijke onzekerheden en met risicovraagstukken die gekarakteriseerd worden door 'kleine kansen/grote gevolgen';
- Een strengere norm voor de omgevingskwaliteit kan wat betreft de nationale kosten-batenverhouding heel gunstig zijn, maar lokaal tot onacceptabel hoge kosten of beperkingen leiden (bijvoorbeeld wanneer daardoor een nieuw voetbalstadion met grote economische aantrekkingskracht niet gebouwd kan worden);
- Degenen die kosten moeten maken (de vervuilers, de bedrijven) zijn niet degenen die de voordelen ondervinden (de burger, de natuur). En omgekeerd: degenen die schade ondervinden van luchtverontreiniging zijn niet degenen die economisch voordeel hebben van het ontbreken van maatregelen.

Het toepassen van kosten-batenanalyses in het milieubeleid is vrij ver gevorderd als het gaat om het ondersteunen van afwegingen in het luchtbeleid (voor zover het gaat om normstelling voor stoffen waarbij de blootstellings-effectrelatie epidemiologisch is vast te stellen).

Ook rond geluidbeleid is de methodiek redelijk gevorderd. Voor het stellen van prioriteiten voor bodemsanering is eveneens gebruik gemaakt van kosten-batenafweging. Bij de regulering van nieuwe stoffen zijn methoden in ontwikkeling om sociaaleconomische criteria mee te wegen. Toepassing van kosten-batenanalyse voor het klimaatbeleid levert de nodige discussies op vanwege het verdisconteren van onzekere schade die zich op lange termijn kan voordoen in de afwegingen.

Figuur 11 Illustratie van de uitkomsten van afwegingen voor verschillende beleidsterreinen: achteraf gebleken waardering voor een gewonnen levensjaar in euro's (logaritmische schaal)



Naarmate meer sprake is van wetenschappelijke onzekerheden of van risico's die maatschappelijk op beperkte acceptatie kunnen rekenen (zoals bij chloortreinen of hoogspanningslijnen) spelen in de besluitvorming andere aspecten een rol dan de economische ratio. Dit kan mede de oorzaak zijn van de verschillen die kunnen worden afgeleid uit afwegingen die op verschillende terreinen zijn gemaakt (zie Figuur 11[40]).

Figuur 11 geeft voor verschillende beleidsterreinen een indicatie van de maatschappelijke uitgaven die gemoeid waren met het beleid, gedeeld door de vermindering van het aantal verloren levensjaren die het beleid opleverde. De inschattingen zijn een eerste vingeroefening gebaseerd op oordelen van experts van RIVM en PBL (RIVM, 2014[41]). De inschattingen geven de orde van grootte weer en kennen een flinke onzekerheidsmarge.

Over het bepalen van de prijs van een mensenleven bestaat de nodige discussie. De Europese Commissie gaat bij de beleidsafwegingen uit van een maximum van €40.000 per gewonnen levensjaar. Met zulke veronderstellingen domineren de gezondheidsbaten in de beleidsafweging en spelen andere baten, zoals minder schade aan natuur, materialen en landbouwgewassen, geen rol meer. Zo zijn de berekende gezondheidsbaten van aanvullend luchtbeleid zo'n 20 maal hoger dan de baten voor natuur, landbouwgewassen en cultureel erfgoed bij elkaar.

Ook de monetarisering van natuureffecten kent veel discussie. Een dominante vraag is of de natuur moet worden gezien als een onderdeel van de economie (natuur moet dan als recreatiesector of productiebos geld opleveren) of dat de economie moet worden gezien als onderdeel van de natuurlijke kringlopen. In dat laatste geval is 'natuur' van een hogere orde en is monetarisering van 'ecosysteemdiensten' niet relevant (Norgaard, 2010). In zo'n geval moet eerder gekeken worden hoe maatschappelijke ontwikkelingen optimaal (tegen de laagste kosten) inpasbaar zijn binnen de randvoorwaarden die de natuur stelt. De Programmatische Aanpak Stikstof is op deze leest geschoeid.

[40] Mede gebaseerd op Goebbels *et al.* (2008)

[41] Zie RIVM.nl Omgeving en gezondheid.

Zijn normen voor de omgevingskwaliteit eenmaal vastgesteld, dan hoeven bij de toepassing ervan bij vergunningen en projectbesluiten geen schattingen over de gezondheids- en natuurschade te worden gemaakt, omdat nu eenmaal aan de norm moet worden voldaan, wat de kosten-batenanalyse van zulke plannen aanzienlijk vereenvoudigt. Het gaat er dan vooral om hoe nieuwe activiteiten op een kosteneffectieve wijze kunnen worden ingepast binnen de 'milieugebruiksruimte'. Dat kan door extra (technische) eisen te stellen aan nieuwe activiteiten, door toepassing van afstandsnormen of door te stimuleren dat bestaande activiteiten schoner, stiller of veiliger worden (bijvoorbeeld door sanering van bedrijventerreinen, investering in vernieuwing van bedrijven, verbetering van apparaten en voertuigen of door financiële prikkels).

7.4 Hoe kunnen kosten-batenanalyses worden toegepast?

Kosten-batenanalyse kan in beginsel zowel in de normstellingsfase een rol spelen als in de fase van toepassing van de normen bij besluitvorming over projecten of vergunningaanvragen. Deze paragraaf gaat over de *toepassing* van normen voor de omgevingskwaliteiten, niet over de normstellingfase.

In hoofdstuk 6 introduceerden we vier typen risicoproblemen (eenvoudig, complex, onzeker en omstreden) en voor elk van die typen een werkwijze om tot beslissingen te komen. Naarmate de complexiteit, de onzekerheid en de ambiguïteit toenemen, is het structureren van de inhoudelijke en procesmatige aspecten van de afwegingsprocedure aan te bevelen. Het gebruik van het MKBA instrument kan structurerend werken bij het doorgronden van de oorzaken van meningsverschillen en het zoeken naar (beleids)alternatieven die het meest doelmatig zijn.

Voor **complexere problemen** met belangentegenstellingen, maar relatief weinig wetenschappelijke onzekerheden (zoals het verbeteren van de luchtkwaliteit), is een kosten-batenanalyse uitvoerbaar en kan het uitdrukken van allerlei gezondheidseffecten in geld een nuttige bijdrage leveren aan het stellen van prioriteiten voor de meest kosteneffectieve maatregelen. De kosten-batenanalyse zal belangentegenstelling en de verdeling van kosten en baten (dan wel van de gezondheidsrisico's) niet kunnen oplossen, maar wel inzichtelijk maken. Procesmatig is het belangrijk een onderscheid te maken in belangentegenstellingen en discussie over de gebruikte methode of over inputparameters.

Die complexe, onzekere en ambigue problemen waarbij **grote risico's en wetenschappelijke onzekerheden** in het spel zijn, of wanneer de wetenschappelijke kennis ontbreekt of tegenstrijdig is (zoals bij schaliegaswinning of CO_2-opslag), zal kosten-batenanalyse geen oplossing kunnen bieden bij de vaststelling van normen en bij de toepassing ervan bij projectbesluiten. Het is vaak nog wel mogelijk om no regret-maatregelen te definiëren dan wel 'voorzorgbeleid' te formuleren (Folkert en Diederen, 2013).

In het afwegings- en besluitvormingsproces is transparante communicatie met belanghebbenden de grootste succesfactor. Verruiming en modernisering van het 'inspraakproces' dat traditioneel wordt gebruikt voor de ruimtelijke ordening kan goede kansen bieden om (bij de omgevingsvisie of omgevingsplannen) de dialoog aan te gaan over nut- en noodzaak van (gebiedsgerichte) normen, dan wel vroegtijdig de mogelijke afwijking van normen te bespreken. De moderne vormen van communicatie, met gebruikmaking van nieuwe informatietechnologie, kunnen hierbij een rol spelen.

Betrokken actoren kunnen, daar waar normen voor de kwaliteit van de leefomgeving of de fysieke veiligheid ontbreken, gezamenlijk een 'eigen norm' verkennen en de consequenties met specifieke tools in beeld brengen. Aan het beoordelen van de doelmatigheid van die norm of van de inzet van een instrument gaat wel vooraf dat het achterliggende doel voor eenieder helder is. Voorwaarden voor een gedegen afweging zijn de beschikbaarheid van voor het betreffende probleem/gebied adequate data en tools met een bekende wetenschappelijk fundament. De afwegingsinstrumenten moeten gebaseerd zijn op een solide modellering van de achterliggende processen die gezondheid, veiligheid, natuur en economie beïnvloeden en de effecten van beleidskeuzen op de gekozen eindpunten weergeven.
Het MGR-scoringssysteem kan tot een dergelijke tool ontwikkeld worden.

MKBA kan ingezet worden om, bij de vergelijking van ongelijksoortige risico's (omgevingskwaliteit,

gevaarlijke activiteiten, effecten van leefstijl) en ondanks onzekerheidsmarges, disproportionaliteiten te ontdekken en de kosten-effectiviteit van maatregelen en de invloed van waardegeladen oordelen te vergelijken. Onderken dat er meer perspectieven kunnen bestaan op de hoogte van kosten en baten. Inzet van MKBA hoeft niet noodzakelijkerwijs te leiden tot absolute oordelen van omvang van risico's en kosten-effectiviteit; bij risicovergelijking en agendering in het afwegingsproces kan het instrument evenzeer zijn waarde bewijzen.

Naarmate er meer overstemming is over een gezamenlijke visie op een gezonde, veilige en welvarende toekomst, wordt de goedkeuring van omgevingsplannen en vergunningen steeds meer een formaliteit en kan het risico van langlopende bezwaarschriftenprocedures worden verminderd. Dit komt overeen met de aanbevelingen van de Commissie Elverding (2008). Onder die omstandigheden neemt de bruikbaarheid van ondersteunende MKBA weer toe en kan financieel flankerend beleid (onder andere het financieel compenseren van restrisico's) worden onderbouwd. Vergeet niet dat het om een verdelingsvraagstuk gaat. Ondanks een positieve balans van de maatschappelijke kosten en baten, kan inzet van een norm voor de leefomgeving soms toch ongewenst zijn omdat het bepaalde groepen of bedrijfstakken op hoge kosten zou jagen. Wanneer de overheid bijvoorbeeld de bedrijfstak in kwestie zou compenseren, kan wel een maatschappelijk gunstig resultaat worden behaald.

Bij de afwegingen kan de vraag worden beantwoord of het doelmatig is om het beleid alleen te richten op het binnen de normen blijven. Wanneer de economische en technologische ontwikkelingen dat toelaten, kan normstelling bijdragen aan extra winst op het gebied van gezondheid, veiligheid of natuur. In het luchtbeleid van de Europese Unie is afgesproken om naast de luchtkwaliteitsgrenswaarden (die een gelijke bescherming garandeert voor Europese burgers) ook een (gemiddelde) blootstellingsreductieverplichting voor de bevolking in stedelijke gebieden vast te leggen, die steden of landen met extra emissiereductieplannen kunnen invullen, of als men wil met aanscherping van lokale luchtkwaliteitsnormen.

8 Slotbeschouwing, conclusies en aanbevelingen

8.1 Slotbeschouwing

Dit rapport gaat over de rol van normen voor de kwaliteit van de leefomgeving in het bereiken en in standhouden van een veilige en gezonde fysieke leefomgeving en een goede omgevingskwaliteit. We bieden inzichten ten behoeve van de ontwikkeling van de onderliggende regelgeving van de Omgevingswet.

Veel van de normen voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn afkomstig van het milieubeleid. De milieuhygiënische saneringsbenadering en de toetsing aan (sectorale) normen heeft veel milieu-, veiligheids- en gezondheidswinst opgeleverd. Het instellen en het gebruik van EU-kaderrichtlijnen, dochterrichtlijnen, emissieplafonds en milieukwaliteitsnormen heeft hierin sterk sturend gewerkt. Milieukwaliteitsnormen zijn een middel (geweest) tot sanering van bestaande risico's en preventie van nieuwe risico's en het in belangrijke mate realiseren van een basismilieukwaliteit (ten minste gelijk aan het maximaal toelaatbare risiconiveau) voor iedere burger. Niettegenstaande het bereikte succes is bijna 6% van de ziektelast toe te schrijven aan specifieke omgevingsfactoren (zoals fijnstof, geluid); na roken bepalen deze factoren de ziektelast het meest. Waar onder de huidige normen significante gezondheidseffecten optreden is beleid in ontwikkeling om tot verdere sanering en reductie van risico's te komen.

Het milieubeleid is onderdeel geworden van een breder omgevingsbeleid. De sectorale beleidsontwikkeling en wetgeving op het terrein van de leefomgeving heeft zich de afgelopen decennia sterk ontwikkeld. Er is een noodzaak om meer samenhang tussen de verschillende sectoren ruimte, water, milieu en natuur aan te brengen. De Omgevingswet schept de mogelijkheid om samenhang van belangen en doelen en hun doorwerking in regelgeving te versterken.

De samenleving is de afgelopen decennia ook veranderd. Bezinning op de doeltreffendheid en doelmatigheid van (omgevings)beleid vraagt ook om bezinning op de governance. Toepassing van normstelling van de kwaliteit van de leefomgeving zou minder technocratisch toegepast moeten worden in de weging van individuele risico's op verlies van mensenlevens, op gezondheidsschade en op economische schade met collectieve maatschappelijke kosten en baten. Normstelling is één van de instrumenten waaruit gekozen kan worden. Normen zijn instrumenten om het achterliggende doel te bereiken, ze worden soms te veel als doel op zichzelf gezien.

Omgevingsbeleid raakt aan het beleid voor publieke gezondheid. Samenhangende inzet van de instrumenten van beide wettelijke kaders draagt bij aan doeltreffendheid en efficiency in het bereiken van gezondheidsbescherming. Omgevingsbeleid kan ook bijdragen aan de bevordering van gezondheid en welzijn door bijvoorbeeld de bevolking te verleiden tot gezonde en duurzame leefstijlen of door een veilige en groeningerichte leefomgeving mogelijk te maken.

Mensen verschillen in de mate waarin ze belast worden vanuit de leefomgeving, in hun gevoeligheid voor die belasting en in hun waardering van risico's. Normen voor de kwaliteit voor de leefomgeving houden rekening met de verschillen in gevoeligheid, maar bieden geen oplossing voor de verschillen in belasting en waardering van risico's.

Geluiden vanuit de samenleving kunnen niet worden gemist bij risicobeoordeling en -management. Niet-experts kunnen een belangrijke rol spelen bij het stellen van vragen, het duidelijk krijgen van onzekerheden en van uiteenlopende normatieve gezichtspunten of morele inzichten. Dit is een centraal element in risk-governance. In Europese besluitvormingsprocessen rond normstelling wordt systematisch aandacht besteed aan 'public consultation' en stakeholderbijeenkomsten. Dat voorbeeld kan ook gevolgd worden bij nationale normstelling. Aandachtspunt is dan wel dat alle belanghebbenden vertegenwoordigd zijn in dit proces en dat zorgvuldig omgegaan wordt met eventuele niet-evenwichtige vertegenwoordiging.

Overheden moeten voor risico's – ook als normen ontbreken of wanneer er onzekerheid is in hoeverre de norm een veilig niveau vormt – passende maatregelen formuleren, prioriteiten stellen en risico's tegen elkaar afwegen. Dit nodigt ertoe uit om risico's zoveel mogelijk op eenzelfde schaal te plaatsen, zodat keuzes makkelijker gemaakt kunnen worden en een efficiënte inzet van middelen aannemelijk kan worden gemaakt. Maar veiligheids- en gezondheidsrisico's kunnen sterk in kans, aard en omvang verschillen en worden in de samenleving verschillend gepercipieerd en gewaardeerd.
Hardnekkige beleidsopgaven, sluipende ingrijpende ontwikkelingen als klimaatverandering en de veelomvattende introductie van nieuwe technologie, confronteren de samenleving bovendien met risico's die zich nog lastig laten kwantificeren. Zowel de kans op ongewenste blootstelling of incidenten als de effecten daarvan zijn met onzekerheden omgeven. Maatschappelijke zorgen over legitimiteit, consistentie en effectiviteit van beleid hebben de nodige discussies op gang gebracht. Er zijn pleidooien voor uniformiteit en voor rationaliteit. Anderzijds vragen partijen ook ruimte voor pluriformiteit en voor de sociale en morele dimensie in afwegingen. Er is behoefte aan afwegingsmogelijkheden en differentiatie van normen zonder dat dit tot rechtsongelijkheid leidt. Bovenal ligt er de vraag: hoe tot een betekenisvolle afweging in verschillende (risico)dimensies kan worden gekomen, waarbij wordt uitgestegen boven het maken van een rekensom.

8.2 Conclusies

We ordenen onze conclusies langs de onderwerpen uit de vraagstelling (zie hoofdstuk 1).

Herkomst en grondslagen van het risicobeleid en de relatie hiervan met het beleid voor normering van gezondheid en (fysieke) veiligheid
In de jaren '80 zijn in het risicobeleid uiteenlopende risico's onder een uniforme maat van een maximaal toelaatbaar risico gebracht. Dit beleid richt zich op gelijke bescherming voor alle burgers met als bovengrens dat niemand blootgesteld mag worden aan een kans op sterfte van meer dan één op de miljoen per jaar. In de praktijk is gebleken dat dit uitgangspunt niet altijd realiseerbaar is.
De generieke conceptuele risicomaat is sectoraal vertaald in een groot aantal normen voor de omgevingskwaliteit. Deze diversiteit verhult het zicht op hun onderlinge samenhang. Hoewel deze normen hetzelfde beogen is hun doel (het reduceren van significante gevolgen voor volksgezondheid en ecosystemen, bescherming van gevoelige groepen en het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de omgevingskwaliteit ten behoeve van de vervulling van maatschappelijke functies) niet altijd duidelijk omschreven. Normen voor de omgevingskwaliteit zijn moeilijk vergelijkbaar, gezien hun achtergrond, onzekerheden en veiligheidsmarges. De samenhang met eisen aan bronnen en emissies, die het realiseren van de kwaliteit van de leefomgeving mogelijk moeten helpen maken, is vaak ook niet helder.

Ratio en onderbouwing van de (geselecteerde) normen

In hoofdstuk 4 en het bijlagenrapport (Roels *et al.*, 2014) geven we een overzicht van de achtergronden van de (geselecteerde) normen.

Elke norm heeft een eigen sectorale ratio. De wetenschappelijke onderbouwing ervan is overwegend gedegen. Er is decennia lang kennis opgebouwd ten behoeve van de wetenschappelijke onderbouwing van de normen voor de omgevingskwaliteit. Sommige normen zijn al enige tijd niet aangepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. Het actualiseren van de wetenschappelijke basis is een vereiste voor blijvende borging van de bescherming van gezondheid en veiligheid van de bevolking.

Nieuwe wetenschappelijke inzichten of het signaleren van nieuwe risico's zouden aanleiding moeten zijn voor het leggen, aanvullen of verbeteren van de wetenschappelijke basis. Onderkend moet worden dat dit een periode van vele jaren vergt.

Mogelijkheden van het 'optellen' van blootstelling en van effecten

De normen voor de omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid zijn per agens, bron of activiteit vastgesteld. Mensen worden aan meerdere agentia, bronnen en activiteiten tegelijk blootgesteld. Met cumulatie van blootstelling en stapeling van gezondheidseffecten wordt in de normstelling of de locatiespecifieke beoordeling nog onvoldoende rekening gehouden. De wetenschappelijke mogelijkheden om de gezondheidseffecten van gecombineerde blootstelling aan stressfactoren te beschrijven nemen toe en verdienen te worden toegepast. Wanneer voldoende wetenschappelijke kennis bestaat over effecten op de gezondheid van de bevolking, is optelling van effecten in een maat voor de ziektelast, zoals een DALY, wel mogelijk. Ziektelast is geen bruikbare maat voor (veiligheids)risico's met kleine kans van optreden maar met (potentieel) grote schade.

Gezondheids- en veiligheidskundige betekenis van over- en onderschrijding van normen

Bij overschrijding van een norm voor de kwaliteit van de leefomgeving zijn er niet altijd gezondheidseffecten, maar beneden de norm is de situatie niet altijd veilig. Bij de huidige (interim-) norm voor bijvoorbeeld fijnstof treden gezondheidseffecten op die een significante ziektelast vertegenwoordigen.
De gezondheidskundige (of ecologische) betekenis van onder- of overschrijding van een norm zou systematisch(er) verduidelijkt moeten worden.
De wetenschappelijke onderbouwing van de onderliggende gezondheidskundige advieswaarde is in de regel traceerbaar. De vertaling van de gezondheidskundige advieswaarde naar de uiteindelijke beleidsnorm is minder transparant. Aan de norm voor de omgevingskwaliteit is mede daardoor de betekenis voor de (bescherming van) gezondheid en veiligheid niet direct af te lezen.

Mogelijkheden voor het afwegen of uitruilen van gezondheids- en veiligheidseffecten

Met een geïntegreerde indicator kan inzicht worden geboden in de aard en omvang van de gezondheidseffecten die te relateren zijn aan de kwaliteit van de leefomgeving. Deze indicatoren werken aanvullend op de normen voor de kwaliteit van de leefomgeving. Dit rapport geeft een overzicht van indicatoren en vergelijkt ze onderling. RIVM ontwikkelt een milieugezondheidsrisico indicator (het MGR-scoringsinstrument) waarmee het mogelijk is gezondheids- en veiligheidsrisico's af te wegen. We schetsen in hoofdstuk 5 huidige en toekomstige mogelijkheden van de indicator. De kracht van de indicator is dat het de (opeenstapeling van) uiteenlopende effecten van verschillende omgevingsfactoren kan berekenen en vergelijken tot op een gedetailleerd ruimtelijk schaalniveau.

Hoe te handelen bij het ontbreken van normering van milieustressoren?

Door nieuwe wetenschappelijke inzichten, controverses over wat als een nadelig en onacceptabel risico wordt gezien en de introductie van nieuwe risico's, laat het ontbreken van gezondheidskundige advieswaarden en normen zich voelen.
In hoofdstuk 6 worden hiervan voorbeelden gegeven.
Uiteraard zijn ook in die situaties risicomanagementmaatregelen nodig om de bevolking in voldoende mate te beschermen.

Naarmate de onzekerheid van de risicovraagstukken toeneemt, neemt het belang van een gestructureerd en transparant afwegingsproces almaar toe.
Bestaande instrumenten, zoals het beoordelingskader Gezondheid en Milieu, het MGR-scoringsinstrument, multi-criteria analyses en maatschappelijke kosten-batenanalyses, kunnen de risicobeoordeling en -afweging ondersteunen. Er is nog beperkt praktijkervaring met dergelijke gestructureerde afwegingsprocessen. Dit onderstreept het belang van samenwerking en kennisuitwisseling in netwerken.

Gebruik van kostenbatenanalyses
De afweging van gevaren en risico's van een activiteit tegen de maatschappelijke kosten en baten ervan is staande praktijk. (Inter)nationaal voeren we op steeds meer terreinen (verplicht) impact assessment en maatschappelijke kosten- en batenanalyses (MKBA) uit. Het MKBA-instrument kent methodologische beperkingen. Kracht van het instrument is dat het structuur aanbrengt in de probleemanalyse, dat het de verdeling van kosten en baten van verschillende opties/maatregelen inzichtelijk kan maken en no regret-maatregelen kan helpen definiëren.

8.3 Aanbevelingen

Uit onze analyse komen de volgende aanbevelingen voort:
1. Maak normen, de doelen die zij helpen beschermen, hun achtergronden en afleiding, het beschermingsniveau en de consequenties van normoverschrijding voor beslissers en stakeholders toegankelijk en inzichtelijk, bijvoorbeeld via een website.
2. Blijf investeren in de actualisering van normen op basis van wetenschappelijke kennis. Bezie hoe gekomen kan worden tot enige stroomlijning in het normen bouwwerk. Houd rekening met gecombineerde blootstellingen cumulatie van effecten. Vergroting van inzicht in cumulatie van effecten van verschillende stressfactoren kan beleidsmakers helpen gezondheid een stevige(r) plaats te geven in het omgevingsbeleid. Combineer in de Omgevingswet de werking van normen met de sturende werking van doelstellingen. Dit kan ongewenste bijwerking van de normen beperken en oplossingen bieden voor situaties waarvoor geen normen voorhanden zijn.
3. Leg de ontwikkelde milieugezondheidsrisico-indicator (het MGR- scoringsinstrument) ter beoordeling voor aan de Gezondheidsraad, waarmee het wetenschappelijk draagvlak kan worden gepeild. Doe actief ervaring op met dit instrument in praktijksituaties. Onderzoek op korte termijn hoe de werking van het instrument kan worden verbreed en bijvoorbeeld kan worden gekoppeld aan interactieve tools die kunnen worden gebruikt bij inspraakprocessen voor visie- en planvorming. Breid de MGR-indicator uit met omgevingsfactoren die de gezondheid in positieve zin kunnen beïnvloeden (bijvoorbeeld bewegen, groen). Daarmee kan het MGR-instrument in complexere situaties worden gebruikt om uiteenlopende gezondheidseffecten van omgevingsfactoren af te wegen tegen economische en sociale factoren zowel bij de visievorming als bij plannen en uitvoering van projecten.
4. Pas bestaande handreikingen en instrumenten (zoals het beoordelingskader Gezondheid en Milieu, al dan niet in combinatie met MKBA of MCA) systematisch(er) toe en evalueer de resultaten. Verbeter waar mogelijk instrumenten als MKBA en MCA. Expliciteer de doelmatigheid van (voorgenomen) maatregelen. Maak van de praktijkervaringen met de aanpak van risicovraagstukken gebruik (bijvoorbeeld de regionale netwerken die zijn geformeerd voor zoönosen) en koppel deze regionale netwerken aan landelijke kennisnetwerken en platforms om te bouwen aan meer generiek toepasbaar instrumentarium voor complexere risicovraagstukken. Ontsluit informatie via de structuren in de Laan van de Leefomgeving.
5. Ontwikkel een praktische handreiking ter beoordeling van situaties waarvoor normen ontbreken en besteed daarbij ook aandacht aan voorzorgbenaderingen ter ondersteuning van beleidsmakers en stakeholders in hun aanpak van onzekere risicovraagstukken. Ga daarbij expliciet in op proportionaliteit van maatregelen.

9 Dankwoord

De auteurs bedanken de volgende personen (in alfabetische volgorde) voor bijdragen, aanvullingen en correcties en voor hun commentaar op eerdere versies van het rapport: Annemarie van Beek, Charles Bodar, Ellen Brand, Evert-Jan van den Brandhof, Mark van Bruggen, Flemming Cassee, Jacqueline Claessens, Ton Dassen (PBL), Yvonne van Duynhoven, Tilly Fast (Fast Advies), Paul Fischer, Ron Franken (PBL), Arjen van de Giessen, Joke van der Giessen, Esther van der Grinten, Patrick Heezen, Guus de Hollander (PBL), Diane Houweling, Martien Janssen, Paul Janssen, Irene van Kamp, Elise van Kempen, Joost Knoop (PBL), Eelke Kooi, Hanneke Kruize, Lonneke van Leeuwen, Johannes Lijzen, Petra Loeff, Birgit Loos, Soedesh Mahesh, Mark Montforts, Leonard Osté (Deltares), Piet Otte, Ric van Poll, Mathieu Pruppers, Joost van der Ree, Ana Maria de Roda Husman, Cisca Schets, Dick Sijm, Elma Smeets, Els Smit, Niels Sorel (PBL), Brigit Staatsen, Frank Swartjes, Piet Timmers, Paul Uijt de Haag, Theo Vermeire, Hans Verspoor (Verspoor Advies), Ans Versteegh, André van Vliet, Susanne Wuijts, André van der Zande.

10 Literatuur

Ale, B.J.M. (2003). Risico's en veiligheid. Een historische schets. TU Delft.

Andrews, C., S. Buist, B.G. Ferris, et al. (1985). Guidelines as to what constitutes an adverse respiratory health effect, with special reference to epidemiologic studies of air pollution. American Review of respiratory disease 131(4), pp. 666-668.

Arentsen, M.J., J.Th.A. Bressers en P.J. Klok (1993). Van Urgentienota naar NMP en verder. In: Twintig jaar Nederlands milieubeleid. Delwel, Den Haag; p 13-49.

Baars, A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink, L. Verdam en M.J. Zeilmaker (2001).Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible levels. RIVM rapport 711701025. Bilthoven.

Blaak, H., S.R. Van Rooijen, M.S. Schuijt, , A.E. Docters van Leeuwen, R. Italiaander, F.H.J.L. van den Berg, F. Lodder-Verschoor, F.M. Schets, A.M. de RodaHusman (2011). Prevalence of antibiotic resistant bacteria in the rivers Meuse, Rhine and New Meuse. RIVM rapport 703719071/2011. Bilthoven.

Blaak, H., P. de Kruijf, R.A. Hamidjaja, A.H. van Hoek, A.M. de RodaHusman, F.M. Schets (2014). Prevalence and characteristics of ESBL-producing E coli in Dutch recreational waters influenced by waste water treatment plants. Vet Microbiology 171, 448-459.

Bogers, R.P., D. Schram-Nijkerk, J. Devilee, A.B. Knol, O.R.P. Breugelmans (2014). Verkenning van mogelijkheden voor onderzoek naar blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen bij omwonenden. RIVM rapport 630030002/2014. Bilthoven.

Bos, P.M.J, P.E. Boon, H. van de Voet, G. Janer, A.H. Piersma, B.J. Brüschweiler, E. Nielsen, W. Slob (2009). A semi-quantitative model for risk appreciation and risk weighing. Food and Chemical Toxicology, 47 (12), pp. 2941-2950.

Buitelaar, E., A. Bregman, D. van den Broek, M. Evers, T. Galle, T. Meijer, N. Sorel (2012). Ex-durante evaluatie Wet ruimtelijke ordening: tweede rapportage. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

Casey, J.A., F.C. Curriero, S.E. Cosgrove, K.E. Nachman, B.S. Schwartz (2013). High-Density Livestock Operations, Crop Field Application of Manure, and Risk of Community-Associated Methicillin-Resistant Staphylococcus aureus Infection in Pennsylvania. JAMA Intern Med. 73(21):1980-1990.

Commissie Elverding (2008). Advies Commissie versnelling besluiten infrastructuur projecten. 28 pp.

Corvalan C, D.J. Briggs and T. Kjellstrom(1996). Frameworks for the development of environmental health indicators. In: Briggs, D., C. Corvalán, M. Nurminen (ed.) (1996). Linkage methods for environment and health analysis. General guidelines. UNEP, USEPA and WHO.World Health Organization, Geneva.

De Poorter, L.R.M., R. van Herwijnen, C.E. Smit en P.J.C.M. Janssen (in voorbereiding). Handleiding voor de afleiding van indicatieve milieurisicogrenzen. RIVM rapport in voorbereiding. Bilthoven.

Dusseldorp, A., D. Houthuijs, A. van Overveld, I. van Kamp, M. Marra (2011). Handreiking geluidhinder wegverkeer, Berekenen en meten. RIVM rapport 609300020/2011. Bilthoven.

EFSA (2012). Scientific opinion on exploring options for providing advice about possible human health risks based on the concept of TTC, EFSA journal: 10(7) 2750.http://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/doc/2750.pdf

Europese stoffenregelgeving REACH (1907/2006/EG).

Europese Unie (2008). Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe, annex I.

European Environmental Agency (2013). Late lessons from early warnings: science, precaution and innovation. EEA report 2013/1.

Europese Unie (2013). 7th Environment Action Programme to 2020 – Living well, within the limits of our planet; Decision no 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council on 20 November 2013.

Fast, T., P.J. van den Hazel en D.H.J. van de Weerdt (2012). Gezondheidseffectscreening. Gezondheid en milieu in ruimtelijke planvorming. Versie 1.6. GGD Nederland, Utrecht.

Fast, T. (2014). Evaluatie beoordelingskader Gezondheid en Milieu.

Folkert, R. en H. Diederen (2013). Milieueffectentoets wetsvoorstel Omgevingswet. Kansen en risico's voor milieu- en natuurbescherming. PBL notitie nr. 1058. Den Haag.

Gezondheidsraad (1994). Commissie Geluid en gezondheid. Den Haag, publicatie nr. 1994/15. Den Haag.

Gezondheidsraad (1995a). Beraadsgroep Omgevingsfactoren en Gezondheid. Beoordeling van de IVM-milieubelastingsindex. Den Haag, publicatie nr. 1995/05.

Gezondheidsraad (1995b). Commissie Risicomaten en risicobeoordeling. Niet alle risico's zijn gelijk. Den Haag, publicatie nr 1995/06.

Gezondheidsraad (1996). Commissie Risicomaten en risicobeoordeling. Risico, meer dan een getal. Den Haag, publicatie 1996/03.

Gezondheidsraad (2001). Ongerustheid over lokale milieufactoren. Risicocommunicatie, blootstellingsbeoordeling en clusteronderzoek. Den Haag, publicatie nr. 2001/10.

Gezondheidsraad (2002). Blootstelling aan combinaties van stoffen: systematiek voor het beoordelen van gezondheidsrisico's. Publicatie 2002/5. Den Haag.

Gezondheidsraad (2004). Advies over Beoordelingskader Gezondheid en Milieu. Publicatie 2004/03. Den Haag.

Gezondheidsraad (2008). Voorzorg met rede. Publicatie 2008/18. Den Haag.

Gezondheidsraad en ZonMw (2010). Invitational Conference. 'Is health a state or an ability? Towards a dynamic concept of health'. Report of the meeting of december 10-11, 2009.

Gezondheidsraad (2012a). Leidraad berekening risicogetallen voor carcinogene stoffen. Rapport nr. 2012/16. Den Haag.

Gezondheidsraad (2012b). Sociale aspecten van de leefomgeving in relatie tot milieu en gezondheid. Achtergrondstudie opgesteld door Dr. I. Van Kamp. Nr. 2012/10, juli 2012. Den Haag.

Gezondheidsraad (2012c). Maten voor milieugezondheidseffecten. Publicatie nummer 2007/21. Gezondheidsraad, Den Haag.

Gezondheidsraad (2014). Gewasbescherming en omwonenden. Gezondheidsraad Den Haag, publicatienr. 2014/02. http://www.gezondheidsraad.nl/nl/adviezen/gezonde-leefomgeving/gewasbescherming-en-omwonenden.

Goebbels, A.F.G., A.J.H.A. Ament, Novák, A., C.P.W.M. Veraart, J.L. Severens, (2008). Estimating the implicit value of statistical life based on public interventions implemented in The Netherlands. International Journal of Technology Assessment in Health Care, 24:4 p 495-501.

Graveland, H., H.J. Roest, O. Stenvers, S. Valkenburgh, I. Friesema, J. van der Giessen, K. Maassen, (2013). De staat van zoönosen 2012. Bilthoven, RIVM rapport 092330002/2013.

Hajer, M. (2011). De energieke samenleving. Planbureau voor de leefomgeving. Den Haag.

Hajer M.A., J.P.M. van Tatenhove en C. Laurent (2004). Nieuwe vormen van Governance. Een essay over nieuwe vormen van bestuur met een empirische uitwerking naar de domeinen van voedselveiligheid en gebiedsgericht beleid. RIVM rapport 500013004/2004. Bilthoven.

Hänninen, O and A. Knol (eds.) (2011). European Perspectives on Environmental Burden of Disease: Estimates for Nine Stressors in Six Countries. National Institute for Health and Welfare (THL). Helsinki, Finland.

Helsloot, I. en D. de Vries (2012). Ontwikkeling, aard en omvang van disproportioneel veiligheidsbeleid. In: Nieuwe perspectieven bij het omgaan met risico's en verantwoordelijkheden. Ministerie van BZK.

Helsloot, I., D. de Vries, en N. Melssen (2014). Risico's en gevaren in de Drechtsteden. Hoe kijken de inwoners er tegenaan? Renswoude. www.crisislab.nl

Huber, M. (2012). Als we goed kijken is feitelijk niemand gezond. Mediator 23/5 p 8-9.

IIASA (2010), EC4MACS Interim Assessment Report

Janssen, P.J.C. M., G.J.A. Speijers (1997). Guidance document on the derivation of maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants.RIVM rapport 711701006. Bilthoven.

Janssen, S.A., H. Vos, A.R. Eisses, E. Pedersen (2011). A comparison between exposure-responserelationships for wind turbine annoyance and annoyance due to other noisesources. J Acoust Soc Am 130(6): 3746-3753.

Kaderrichtlijn water (2000/60/EG).

Knottnerus, A. (2010). Herformulering gezondheidsdefinitie WHO. Mediator 21/1 p 4-5.

Knol, A.B. and B.A.M. Staatsen (2005). Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands. RIVM rapport 500029001/2005. Bilthoven.

Knol, A.B. (2010). Health and the Environment: assessing the impacts, addressing the uncertainties. Proefschrift, Universiteit Utrecht.

Kroes, R., A.G. Renwick, M. Cheeseman, J. Kleiner, I. Mangelsdorf, A. Piersma, B. Schilter, J. Schlatter, F. van Schothorst, J.G. Vos, G. Würtzen (2004). Structure-based thresholds of toxicological concern (TTC): guidance for application to substances present at low levels in the diet. Food Chem Toxicology 42(1): 65-83; EFSA (2012) Scientific opinion on exploring options for providing advice about possible human health risks based on the concept of TTC, EFSA Journal: 10(7) 2750. http://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/doc/2750.pdf

Kumarasamy K. K., M.A. Toleman, T.R. Walsh, J. Bagaria, F. Butt, R. Balakrishnan, U. Chaudhary, M. Doumith, C.G. Giske, S. Irfan, P. Krishnan, A.V. Kumar, S. Maharjan, S. Mushtaq, T. Noorie, D.L. Paterson, A. Pearson, C. Perry, R. Pike, B. Rao B, U. Ray, J.B. Sarma, M. Sharma, E. Sheridan, M.A. Thirunarayan, J. Turton, S. Upadhyay, M. Warner, W. Welfare, D.M. Livermore, N. Woodford (2010). Emergence of a new antibiotic resistance mechanism in India, Pakistan, and the UK: a molecular, biological, and epidemiological study. Lancet Infect. Dis. 10, 597–602.

Lebret, E., K. Leidelmeijer en H.F.P.M. van Poll (2006). MCA en MKBA: structureren of sturen? Een verkenning van beslissingsondersteunende instrumenten voor Nuchter omgaan met Risico's. RIVM Rapport 630500001. Bilthoven.

McVey, E.A., M.H.M.M. Montforts (2012). Regulatory research on antimicrobial resistance in the environment. Chapter 28 in: Keen PL and Montforts MHMM (Editors) Antibiotic resistance in the environment. John Wiley & Sons Publishers, Boston, USA. ISBN: 978-0-470-90542-5 en Moriarty (1983) F. Moriarty, 1983. Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems. Academic Press, London.

Meek, M.E., A.R. Boobis, K.M. Crofton, G. Heinemeyer, M.V. Raaij en C. Vickers (2011). Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework, Regulatory Toxicology an Pharmacology, Volume 60, Issue 2, Supplement, p S1-S14.

Meertens, R.W., J. Van der Pugt en C.A.J. Vlek (1994). Omgaan met milieurisico's: beoordeling, communicatie en besluitvorming. In Midden, C.J.H. en G.C. Bartels (Red.): Consument en milieu; beoordeling van milieurisico's en sturing van gedrag. Bohn, Stafleu en Van Loghum.

Ministerie van VROM (2004). (Inter)nationale normen stoffen.

Ministerie van IenM (2014a). Naar de laan van de Leefomgeving. Uitwerking digitale stelsel Omgevingswet. Eerste programmadefinitie GOAL.

Ministerie van IenM (2014b). Beleidsnota bewust omgaan met veiligheid: rode draden. Een proeve van een IenM-breed afwegingskader veiligheid.

Ministerie van IenM (2014c). Nieuw waterveiligheidsbeleid; ambtelijk concept, versie maart 2014.

Ministerie van EZ (2014). Wetsvoorstel dieraantallen en volksgezondheid. http://www.internetconsultatie.nl/wetsvoorstel_dieraantallen_en_volksgezond-heid.

Munro, I.C., R.A. Ford, E. Kennepohl and J.G. Sprenger (1996). Correlation of structural class with no observed effect levels: a proposal for establishing a threshold of concern. Food Chem. Toxicology 34: 829-867.

Murray, C.J.L. and A.D. Lopez (1996).The global burden of disease: a comparative assessment of mortality and disability from disease, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020. Cambridge (MA): Harvard University Press on behalf of the WHO and the World Bank, 1996.

National Research Council U.S. (1996). Understanding risk: informing decisions in a democratic society (Paul C. Stern and Harvey V. Fineberg, Editors; Committee on risk characterization, Commission on behavioral and social sciences and education. National Research Council ISBN 0-309-05396-X.

National Research Council U.S. (2009).Committee on improving risk analysis approaches used by the US EPA. Science and decisions: advancing risk assessment / Committee on improving risk analysis approaches used by the U.S. EPA, board on environmental studies and toxicology; division on earth and life studies. ISBN-13: 978-0-309-12047-0 (silver book).

National Research Council U.S. (2011). Sustainablility and the U.S. EPA. Committee on incorporating sustainability in the U.S. Environmental Protection Agency, National Research Council.ISBN 978-0-309-21252-6.

Nationaal Kompas Volksgezondheid (2014).(www.nationaalkompas.nl).

Norgaard, R.B. (2010). Ecosystem services: from eye-opening metaphor to complexity blinder. Ecological Economics, 69, 1219-1227.

Planbureau voor de Leefomgeving (2012). Balans van de leefomgeving. Den Haag.

Planbureau voor de Leefomgeving (2013). Wissels omzetten. Bouwstenen voor een robuust milieubeleid voor de 21e eeuw. Signalenrapport. Den Haag.

Prüss-Ustün A. and C. Corvalan (2006). Preventing disease through healthy environments. Towards an estimate of the environmental burden of disease. WHO, Geneva.

Raad voor Leefomgeving en Infrastructuur (2014). Risico's gewaardeerd; naar een transparant en adaptief risicobeleid. Den Haag.

RIVM (2003). Nuchter omgaan met risico's. Milieu- en Natuurplanbureau,RIVM rapport 251701047. Bilthoven.

RIVM (2012a). Gegevensverkenning Omgevingswet. RIVM rapport 680160001. Bilthoven.

RIVM (2012b). Infectierisico's van de veehouderij voor omwonenden. Rapport 609400004/2012. Bilthoven.

RIVM (2014). Volksgezondheid Toekomstverkenning (VTV). http://www.eengezondernederland.nl/.

Roels, J.M., R.J.M. Maas, R. Beijk, A.B. Knol en J. van der Ree (2013). Omgaan met normen in de Omgevingswet. RIVM rapport 6010440002/2013. Bilthoven.

Roels J.M., W. Verweij, J.G.M. van Engelen, R.J.M. Maas, E. Lebret, D.J.M. Houthuijs en J.M. Wezenbeek (2014). Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet. Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit. Bijlagenrapport behorende bij onderhavig RIVM rapport 2014-0138. Bilthoven.

Roeser, S. (2011). Morele emoties en risicopolitiek. Oratie Universiteit Twente.

Romijn, G. en G. Renes (2013). Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse; CPB/PBL, ISBN: 978-90-5833-619-4.

Schuur, G., L. Preller, W. ter Burg, D. Kroese, J. van Engelen, S. Bausch-Goldbohm, H. van Kranen, P. Kramers, M. van Raaij (2008). Gezondheidswinst door beleidsmaatregelen voor chemische stoffen in consumentenproducten. RIVM rapport 320015001. Bilthoven.

Smit, E. (2011). Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau, gebruik in het Nederlandse milieubeleid. RIVM rapport 601357002. Bilthoven.

Sol, V.M., P.E.M. Lammers, H. Aiking, J. de Boer, J.F. Feenstra (1995). Integrated Environmental Index for Application in Land-Use Zoning. Environmental Management Vol. 19, No. 3, pp. 457-467.

Tiesjesma, B. en A.J. Baars (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM rapport 711701092. Bilthoven.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1971-1972, 11906, nrs. 1-2. Urgentienota milieuhygiëne.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1972-1973, 11906, nr. 5. Antwoorden op Kamervragen.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1972-1973, 11906, nr 4. Brief naar aanleiding van maatschappelijke reacties op de Urgentienota milieuhygiëne.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1978-1979, 14318, nrs. 7-8. Nota milieuhygiënische normen.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 19204. nrs. 1-2. Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1985-1989.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21137, nrs. 1-2. Nationaal Milieubeleidsplan.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1997-1998, 25 848, nr. 393. Regels over experimenten inzake zuinig en doelmatig ruimtegebruik en optimale leefkwaliteit in stedelijk gebied (Experimentenwet Stad en Milieu).

Tweede Kamer, vergaderjaar 2002-2003, 28916, nr. 3. Nieuwe regels omtrent de ruimtelijke ordening (Wet ruimtelijke ordening).

Tweede Kamer vergaderjaar 2006-2007, 30821, nr. 1. Nationale Veiligheid; Brief minister over de aanpak en stand van zaken met betrekking tot een strategie voor nationale veiligheid.

Tweede kamer, vergaderjaar 2012-2013, 28973, nr.134. Toekomst intensieve veehouderij.

Van Asseldonk, M.A.P.M., J. Prins en R.H.M. Bergevoet (2013). Economic Assessment of Q fever in the Netherlands. Preventive Veterinary Medicine 112 (2013) 27-34.

Van Bruggen, M. en T. Fast (2003). Beoordelingskader Gezondheid en Milieu. RIVM rapport 609026003. Bilthoven.

Van den Brink, G. (2004). Schets van een beschavingsoffensief. Over normen, normaliteit en normalisatie in Nederland. WRR Verkenning. Amsterdam University Press.

Van Herwijnen, R., P.J.C.M. Janssen, T.H.A. Haverkamp en L.R.M. de Poorter (2009). Handreiking voor de afleiding van indicatieve milieurisicogrenzen (interimversie 2009). RIVM rapport 601782025. Bilthoven.

Van Kamp, I. A. Dusseldorp, G.P. van den Berg, W.I. Hagens en M.J.A. Slob (2013). Windturbines: invloed op de beleving en gezondheid van omwonenden. GGD informatieblad medische milieukunde update 2013. RIVM rapport 200000001/2013. Bilthoven.

Van Kempen, E.E.M.M., R.A. Baumann, H.J. van Wijnen en I. van kamp (2013). Gezondheidseffecten van trillingen door treinen. Een review. RIVM rapport 630650004/2013. Bilthoven.

Waterwet (2009). http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/handboek-water/wetgeving/waterwet/.

Weiss, C. (2003). Scientific uncertainty and science-based precaution. International Environment Agreements, Politics, Lawand Economics, 2003 3(2): 137-166.

Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (2003). Waarden, normen en de last van het gedrag. Rapport nr. 68. Amsterdam University Press.

Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (2011). Evenwichtskunst, over de verdeling van verantwoordelijkheid voor fysieke veiligheid. Den Haag

Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (2014). Consistent maatwerk-handreikingen voor dossieroverstijgend risico- en veiligheidsbeleid. Den Haag.

Wetsvoorstel dieraantallen en volksgezondheid (2014). www.overheid.nl

WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe: second edition. WHO regional publications. European series, no. 91. ISBN 92890 1358 3.

WHO (2010). Guidelines for Indoor Air Quality; selected pollutant. WHO-ECEH Bonn Office. ISBN 978 92 890 02134.

WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition, ISBN 978 92 4 154815 1.

**J.M. Roels | W. Verweij | J.G.M. van Engelen |
R.J.M. Maas | E. Lebret | D.J.M. Houthuijs |
J.M. Wezenbeek**

RIVM rapport 2014-0138

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

november 2014

De zorg voor morgen
begint vandaag

007538